



0-83091

"Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer.

Oslo, 22. juli 1985

Prosjektleder : Jon Knutzen

Medarbeider : Are Pedersen

## F O R O R D

Foreliggende rapport er skrevet som en del av et oppdrag for Statens forurensningstilsyn (brev av 2/9 1983 og 22/3 1984 fra SFT).

Oppgaven er av faglige grunner gjort mer omfattende enn opprinnelig antatt. Den overskytende del av arbeidet er finansiert ved instituttets forskningsmidler (prosjekt 8460002).

Rapporten er utformet slik at mesteparten av praktisk anvendelige opplysninger for vannressursforvaltere - konklusjoner, usikkerheter og kunnskapshull - finnes i sammendraget med tilhørende tabellhenvisninger.

Tor Bokn og Are Pedersen har bistått med å lese gjennom og kommentere manuskriptet.

22. juli 1985

Jon Knutzen

## INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	2
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. FORMÅL OG BAKGRUNN	9
3. OPPLÈGG OG BEGRENSNINGER	11
4. "BAKGRUNNSNIVÅER" OG KONSENTRASJONSFAKTORER	13
4.1 "Normalintervaller" for utvalgte arter	13
4.2 Øvre grense for "normalintervaller" i grisetang, blæretang og sagtang	14
4.3 Konsentrasjonsfaktorer	16
5. NATURBETINGEDE VARIASJONER	21
5.1 Sesongvariasjoner	22
5.2 Vevsalder	25
5.2.1 Grisetang	26
5.2.2 Blæretang	29
5.2.3 Andre alger	29
5.3 Saltholdighet	30
5.4 Individuelle variasjoner	31
5.5 Voksestedsnivå i fjærebeltet	32
5.6 Andre faktorer	33
5.7 Oppsummerende kommentarer	34
6. MEKANISMER FOR OPPTAK OG UTSKILLELSE	35
6.1 Tilgjengelige tilstandsformer	35
6.2 Opptak og utskillelse	37
6.2.1 Sink	38
6.2.2 Kadmium	41
6.2.3 Bly	43
6.2.4 Øvrige metaller	44
6.2.5 Beskyttelsesmekanismer	46
6.2.6 Konkurransen om opptak ?	47
6.3 Bindingssteder og -stoffer	49
6.3.1 Polysakkarider	50
6.3.2 Fenoler	52
6.3.3 Proteiner	53
7. LITTERATUR	55
8. APPENDIKSTABELLER (bakgrunnsnivåer og konsentrasjonsfaktorer)	70

## 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I. Det er utført et litteraturstudium med henblikk på:

- a) "Bakgrunnskonsentrasjoner" av utvalgte metaller og enkelte andre stoffer i fastsittende marine alger.
- b) Naturbetingede variasjoner i metallinnholdet
- c) Opptaks- og utskillelsesmekanismer, herunder bindingsstoffer og lagringssteder.

Hovedvekten har vært lagt på punktene a) og b) og på norske alger, primært slike som kan tenkes brukt som indikatorer på metallnivået i omgivelsene.

Omhandlede stoffer ses av omslagssiden, de viktigste med fet trykk.

II. Resultatene med hensyn til antatte "normalnivåer" i områder med bare diffus belastning, dvs. utenfor områder med påviselig effekt av punktkilder, er samlet i appendikstabellene A1-A24.

Bakgrunnskonsentrasjonene er angitt i form av intervaller, som ofte går over  $1/2 - 1$  størrelsesorden (tierpotens). Denne grad av usikkerhet legger uhensiktsmessige begrensninger på algenes bruk som indikatorer i overvåking. Begrensningene gjelder særlig å følge utviklingen over tid eller å spore utslag av små og moderate belastninger (f.eks. spørsmålet om regional/global snikforurensning av omgivelsene). Forholdet betyr derimot mindre for overvåking i resipienter for større punktutslipp.

Ved mer systematiske undersøkelsesopplegg enn ofte hittil vil det være mulig å definere trangere bakgrunnsintervaller, som er karakteristiske for hver sine miljøer (eksempelvis etter grader av diffus belastning: Skagerrak-Kattegat mot åpen Atlanterhavskyst ulike saltholdighetsforhold).

III. Antatt øvre grense for normalinnholdet i tre av de mest anvendelige indikatoralger i Norge (grisetang, blæretang, sagtang) er gjengitt i tabell 1, Kap. 4.2. De angitte øvre grenser er til dels høyere enn det man som regel vil finne i ubelastede vannforekomster. Generelt sett bør derfor resultater i øvre del av konsentrasjonsintervallene vurderes nærmere.

IV. Konsentrasjonsfaktorer - forholdet mellom konsentrasjon i algene og konsentrasjon i det omgivende vannet - er samlet i tabellene A25-A31 (for stoffene antimon/arsen, bly, kadmium, kobber, kobolt/krom/nikkel/sølv, mangan og sink).

For grisetang og blæretang er ulike kilders angivelse av konsentrasjonsfaktorer trukket sammen i tabell 2, kap. 4.3. På grunnlag av den store spredningen (mer enn en størrelsesorden for samtlige metaller), er den praktiske nytten av begrepet konsentrasjonsfaktor foreløpig liten. Dette skyldes både at selve begrepsdannelsen er usikker og at relevante studier er fåtallige og for det meste unøyaktige.

Selv om det foreløpig ikke er grunnlag for å bruke konsentrasjonsfaktorer til å beregne algers metallinnhold ut fra det omgivende vannets, kan begrepet være fruktbart i noen sammenhenger. Eksempler på dette er: Jevnføring av ulike metalls akkumuleringsgrad, sammenligning av arters akkumuleringssegenskaper, bedømmelse av ulike miljøfaktorers innflytelse på opptak, etc.

V. Sesongvariasjoner (kap. 5.1) i algenes metallinnhold, bare betinget av naturlige forhold og vekstrytme, er det sparsomt grunnlag for å si noe om. Resultatene er delvis motstridende, og få av undersøkelsene har hatt tilstrekkelig hyppige observasjoner. Den viktigste mangelen har imidlertid vært at vannets metallinnhold ikke er observert samtidig. Ved fremtidige undersøkelser er det også behov for bedre gardering mot andre variasjonsfaktorer (vevsalder, individuelle forskjeller), dessuten ledsagende observasjoner av variasjoner i tørrstoff-, aske og f.eks. fenolinnhold.

Selv om forholdet er usikkert, vil det i praksis ofte være riktig å gardere seg mot sesongvariasjoner, dvs. samle inn prøver i samme periode av året, spesielt hvis formålet er å følge utviklingen over tid.

VI. Vevsalder. Stort sett er det funnet en tendens til at de eldste plantedeler (utenom stilk og festeorgan) inneholder mest metaller (kap. 5.2). Imidlertid synes variasjonen med alder å være noe forskjellig for ulike arter og metaller, og enkelte resultater er motstridende. En mulig konklusjon

for den best undersøkte art - grisetang - er at tendensen til konsentrasjonsøkning med stigende alder er mest konsekvent på forurensede lokaliteter, mens forholdet er mer varierende ved tilnærmede "bakgrunnsverdier" (figur 1, kap. 5.2).

Sink er det metall som med færrest unntak viser økende konsentrasjon med alderen. Indikasjoner på at aldersvariasjon også kan spille en rolle ved andre metaller gjør at forholdet bør tas hensyn til bl.a. ved overvåking. For belysning av kortperiodiske svingninger bør unge plantedeler benyttes, mens konsentrasjonen i eldre avsnitt vil være representativ for lengre tidsrom og langsiktig utvikling.

- VII. De foreløpig få studiene av forholdet mellom saltholdighet og metalloptak har gitt delvis motstridende konklusjoner (kap. 5.3). Muligens synes forskjellen liten for de fleste av metallene. For kadmiums vedkommende er minsket opptak ved høyere saltholdighet forklart ut fra en endring i dette metalllets tilstandsform (større andel av det mindre tilgjengelige klorkomplekset).
- VIII. De fåtallige undersøkelser over individuelle forskjeller (kap. 5.4) har vist standardavvik i størrelsesordenen 10-30% ved analyse av 10-20 individer. Særlig ved belysning av moderate belastninger er det følgelig nødvendig enten med blandprøver eller analyse av et tilstrekkelig antall enkeltpanter.
- IX. Variasjon i metallinnhold med voksestedsnivå i fjærebeltet er påvist i enkelte områder med lagdelte vannmasser og stor tidevannsforskjell. Bl.a. undersøkelser av metallbinding i grisetang ved tørrlegging antyder at forholdet under andre betingelser neppe spiller stor rolle.
- X. For de fleste metaller er enkle metallioner den mest tilgjengelige tilstandsform (kap. 6.1). Delvis kan også løste metallkomplekser tas opp; i enkelte tilfeller lettere enn de enkle metallioner. Generelt er opptaksmekanismer - utover ionebytte med cellevegg og intercellularsubstans - lite avklart i detaljene. Det må ventes noe forskjell mellom både ulike arter og forskjellige metaller. Opptak fra partikler hevdes å være påvist i enkelte tilfeller; i andre sannsynliggjort ut fra statistiske analyser.

Opptakshastigheter er lite studert, men det foreligger en del data, særlig for sink, kadmium og bly (kap. 6.2).

- XI. Bindingen av metaller (kap. 6.2, 6.3) er i hvertfall delvis reversibel, men graden av fasthet og andelen som er irreversibelt bundet varierer. Bly synes å være eksempel på et metall som overveiende assosieres med ionebyttemateriale i cellevegg og intercellularsubstans, og dermed skilles raskt ut ved minsket konsentrasjon i vannet. For sink derimot tyder eksperimentelle resultater på stor grad av tilnærmet irreversibel binding innenfor cellemembranen, enten til proteiner eller polyfenoler (i brunalgens fysoder). Også for andre metaller er det registrert hurtigere utskillelse etter ødeleggelse av cellemembranene.

Ved autoradiografi er det registrert metaller i flere cellelag under overflaten. Det foreligger dessuten enkelte vitnesbyrd om intern vertikal transport i brunalger.

Foruten i cellevegg og intercellularsubstans, er metaller observert knyttet til algenes overflate (bl.a. i slimskjeder). Inne i cellene kan metallene finnes i cytoplasma, fysoder, vakuoler, polyfosfatlegemer, andre metallholdige korndannelser, mitochondrier og kjernen (kap. 6.3).

- XII. Med det nåværende erkjennelsesgrunnlag er alger - i likhet med andre metallindikatorer - primært brukbare til å:

- påvise grad av belastning over høyeste "normalnivå"
- beskrive avstandsgradienter fra punktkilder eller områder med betydelig diffus belastning
- dokumentere virkningen av tiltak mot forurensning fra punktkilder.

Fortsatt forskning er nødvendig for å kunne utvide anvendelsesområdet til å bedømme:

- regionale forskjeller med hensyn til grad av diffus belastning (f.eks. innhav mot åpen oseanisk kyst).
- mulig generell snikforurensning av regionalt eller globalt omfang.

Mye av den forskning som er påkrevet for å utvide anvendelsesområdet består i en systematisk bruk av allerede innvunnet erkjennelse, dvs. i et statistisk holdbart registreringsopplegg i større utstrekning enn hittil.

XIII. For flere metallers vedkommende synes data å mangle, f.eks. sirkonium, beryllium, vismut, osmium og platina. Andre er dårlig dekket: titan, vanadium, molybden, sølv, gull, tinn og antimon. Blant de aktuelle ikke-metallene er det sparsomme opplysninger om fluor.

## 2. FORMAL OG BAKGRUNN

Det primære formål med det foretatte litteraturstudium har vært såvidt mulig å kunne fastslå "normal-nivåer" av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i fastsittende marine alger egnet som indikatorer under norske forhold.

Etablering av slike "normalintervaller" eller øvre grense for "normalinnhold" er nødvendige for å kunne bruke indikatoralger til å gjenspeile forurensningsgrad i omgivelsene, bl.a. i overvåking. Av særlig betydning er slike "normalverdier" ved bedømmelse av moderate forurensningsgrader: regionale undersøkelser og studier med sikte på å belyse hvorvidt det skjer en langsom snikforurensning i form av stadig økende konsentrasjoner av potensielt skadelige stoffer.

Opplysninger av ovennevnte art lar seg ikke trekke ut av annen oversiktslitteratur om emnet (Philips 1980, Eisler 1981 o.a.).

Med "normalkonsentrasjoner" forstås metallinnhold i alger under overveiende naturlige forhold, dvs. uten direkte belastning fra punktkilder. Imidlertid kan en forurenset elv virke på samme vis som en punktkilde. Mer teoretisk kan man også tenke seg at avrenning fra større landområder er preget av forhøyede konsentrasjoner av enkelte metaller (bly, sink, kadmium, kvikksølv). I enkelte kyst- og innhav er det så stor diffus belastning at dette reflekteres i høyere metallnivåer enn tidligere. I tillegg til disse faktorer kommer vekslende naturforhold. Dette er årsakene til at "normalverdiene" bare lar seg definere som konsentrasjonsintervaller, eventuelt ved øvre grense for konsentrasjoner som kan observeres i områder uten punktkildebelastning.

I tilknytning til "normalkonsentrasjoner" eller "bakgrunnsverdier" drøftes også begrepet "konsentrasjonsfaktorer" (KF), dvs. forholdet mellom konsentrasjon i algene og konsentrasjon i det omgivende vannet. Det gis en oppsummering av observerte/anslåtte KF-verdier for ulike metaller i de norske arter som er mest aktuelle som indikatorer og som det foreligger opplysninger om.

Et annet formål har vært å informere om forhold som ligger til grunn for den naturbetingede variasjon i algenes metallinnhold:

- årstid
- alder
- saltholdighet
- nivå i tidevannsbeltet
- individuelle forskjeller
- vannkjemiske forhold (andel tilgjengelige tilstandsformer, forekomst av organiske kompleksdannere og av andre metaller).

Kjennskap til slike forholds innvirkning kan være avgjørende ved bestemmelse av hvordan, når og hvor prøver skal samles inn, likeledes for å tolke resultater, og for å bedømme om algeindikatorer overhodet kan forventes å bidra til å belyse bestemte spørsmål.

Det tredje formål - underordnet de to første fordi disse vesentlig dekker de forvaltningsorienterte behov - har vært å gi en kort og popularisert redegjørelse for mekanismer ved opptak og utskillelse:

- tilgjengelige tilstandsformer (løst/partikulært, ioneform, kompleksbundet)
- aktivt eller passivt opptak/utskillelse (helt, delvis eller ikke knyttet til stoffskiftet, avhengighet av lys, hastighet)
- bindingsstoffer (polysakkarider, fenoler, proteiner; ulike metalls affinitet til disse stoffer, mulig konkurranse om bindingssteder, reversibel/irreversibel binding)
- bindings- og lagringssteder i algene (overflaten, intercellulært, i celleveggen eller inne i cellene).

Mye verdifull informasjon om ovenstående temaer finnes i arbeider om marint planteplankton, dessuten i litteratur om ferskvannsalger (kfr. oversikt hos Whitton, 1984). Bare en begrenset del av denne litteratur er dekket.

Utenom metaller er det vesentlig tatt med opplysninger om et par andre stoffer av interesse i forurensningssammenheng: Arsen og fluor. Det sistnevnte er åpenbart vanskelig å analysere, idet opplysningene i litteraturen er meget sparsomme og såvidt det kan ses ikke tidligere sammenstilt.

### 3. OPPLEGG OG BEGRENSNINGER

De elementer som er omtalt fremgår av omslagssiden (og oversikten for appendikstabellene). I hovedsaken er bare grunnstoffer av potensiell interesse i marin forurensningssammenheng tatt med. Hovedkomponenter i sjøvann er følgelig sløyfet; dessuten stoffer som aluminium, jod og brom. Enkelte andre er utelatt fordi data savnes: Beryllium, vismut, m.fl. En del stoffer av mer perifer interesse er tatt med mest for fullstendighetens skyld.

For å dokumentere de gjengitte resultater - og gi grunnlaget for konklusjonene - har det vært nødvendig med et stort antall kildehenvisninger. Det er likevel langt fra noen fullstendig dekning av litteraturen. De viktigste utvalgs-kriteriene har vært:

- a) Norske arter (som ansås egnet eller brukbare for indikatorformål)
- b) Konsentrasjonsdata fra områder som kunne antas ikke belastet av nærliggende punktkilder, med andre ord data egnet til formålet "normalverdier"
- c) Arbeider som inneholdt observasjoner som dekket temaene "årsaker til naturlig variasjon" og "mekanismer for opptak og utskillelse"

På dette grunnlag er det utelatt en del publikasjoner med observasjoner fra mulig forurensede områder, dessuten arbeider som av andre grunner ikke synes å gi tilforlidelige opplysninger om "normalverdier". Dette er skjønns-messige avgjørelser som kort kan begrunnes med at det ikke har noen hensikt å inkludere usikre resultater, når bedre data finnes. Dette har likevel ikke alltid vært tilfellet.

Analysemetodene i de refererte arbeider er ikke vurdert. En annen usikkerhet ligger i det forhold at de benyttede undersøkelser ofte omfatter avstandsgradienter med hensyn til belastning. I slike tilfeller er det ut fra kildens og prøvestedenes geografiske plassering sortert ut data fra stasjoner der påviselig påvirkning fra kilden antas opphørt.

Bruken av fastsittende alger som indikatorer på radioaktive stoffer er et spesielt tema, som i det vesentlige ligger utenfor det foreliggende arbeids siktemål. Denne anvendelse har imidlertid lange tradisjoner og algenes egnethet er vel dokumentert (se f.eks. Polikarpov 1966, Pentreath 1976, FAO 1976, Dahlgaard 1981 og Nilsson et al. 1981).

Litteraturgjennomgåelsen kan ellers bare anses noenlunde fullstendig for publiserte arbeider som vedrører marine benthosalger. Relevante informasjoner fra forskning beskjeftiget med fastsittende ferskvannsalger og planteplankton er bare fragmentarisk dekket. Imidlertid er deler av denne litteraturen trukket inn når det dreier seg om grunnleggende forhold som f.eks. beskyttelsesmekanismer og lagringssteder for metaller (og når vedkommende forhold foreløpig ikke er utforsket for fastsittende alger i saltvann).

Når det mangler eller er ufullstendige opplysninger om metallnivåene i norske arter, er det tatt med data for arter som er nær beslektet.

#### 4. "BAKGRUNNSNIVAER" OG KONSENTRASJONSFAKTORER

##### 4.1 "Normalintervaller" for utvalgte arter

Konklusjonene fra utvalgte arbeider er samlet i appendikstabellene A1 - A23; en tabell for hver av grisetang, blæretang, sagtang, spiraltang, gjelvtang (flattang), Fucus spp., sautang, fingertare, stortare, sukkertare, martaum, fjæreslo, havsalat, Ulva spp., tarmgrønske, Enteromorpha spp. Cladophora spp., krusflik, vanlig fjærehinne, Porphyra spp., søl, sjøris og rekeklo.

Appendikstabellene er ledsaget av litteraturhenvisninger og kommentarer, henholdsvis for dokumentasjon og forklaring av aktuelle forhold omkring fastsettelsen av intervallet. Det er ikke funnet formålstjenlig å forklare alle skjønnsmessige avgjørelser som er truffet i denne forbindelse; hvilke data som er tatt med og hvilke som er utelatt fra de enkelte kilder. Hovedregelen har i korthet vært å inkludere stasjoner med de lavest registrerte konsentrasjoner og utelate stasjoner/områder der man kunne mistenke mer enn diffus belastning (f.eks. alle data fra østre del av Irskesjøen hos Preston et al. (1972)).

I tabell A24 er samlet spredte data om konsentrasjoner av andre metaller som det ikke synes publiserte analyseresultater for i de ovennevnte arter: cesium, germanium, gull, rhenium, rubidium og wolfram.

Ut fra appendikstabellene er det slående hvor fåtallige undersøkelser det fremdeles er for en rekke elementer. For beryllium, zirkonium, osmium, platina, vismut o.a., synes data fra publiserte arbeider helt å mangle. Stoffer som titan, vanadium, molybden, sølv, gull, tinn, antimon og fluor er dekket bare av ett eller et lite antall arbeider, som heller ikke alltid omhandler arter som finnes på nord-atlantiske kyster. Selv for ofte forurensende stoffer som nikkel, krom, kobolt og arsen og de mest aktuelle arter, er det ikke mer enn 5-6 publikasjoner å vise til. Det er med andre ord mye ugjort arbeid før man kan si at kunnskapene på dette felt er fyldestgjørende. På mange måter vil dette bli i prinsippet enkelt, men likevel ytterligere klart gjennom de usikkerheter som foreløpig gjør seg gjeldende på grunn av:

- naturlig betingede variasjoner (kap. 6)
- forskjeller i analysemetoder (som ikke er kritisk vurdert i denne rapport)
- ulike opplegg for prøveinnsamling (delvis avhengig av undersøkelsenes formål.

Alle de ovennevnte forhold ligger under markeringen av usikkerhet i tabellene A1-A23 ved enten ? eller ( ) rundt avvikende ekstremverdier.

For data vedrørende andre benthosalger enn de som er tatt med her (vesentlig utenlandske) og om planktonalger, henvises til Eisler (1981).

#### 4.2 Øvre grense for "normalintervaller" i grisetang, blæretang og sagtang

For algenes bruk som indikatorer er det særlig øvre grense for det som kan anses "normalt", - dvs. ikke påviselig påvirket av punktkilder - som er av interesse. Ved ytterligere undersøkelser vil det formodentlig bli mulig å operere med flere slike øvre grenser, karakteristiske for hver sine miljøer. Trekk som det er aktuelt å bruke ved en slik oppdeling er saltholdighet og geografisk lokalisering, f.eks. sterkere diffust belastede havområder som Kattegat og Skagerrak versus åpen Atlanterhavskyst), muligens også vertikal plassering på strender med stor tidevannsforskjell.

For den foreliggende sammenstilling er dette foreløpig funnet å ha et for spekulativt grunnlag. Men enkelte arbeider kan illustrere poenget, f.eks. de forholdsmessig lave konsentrasjoner av kobber og sink registrert i fuacaceer på den russiske Stillehavskysten av Khristoforova og Maslova (1983), likeledes påvisningen hos Preston et al. (1972) av forskjell i metallnivået i østre og vestre del av Irskesjøen. Andre eksempler vil fremgå av redogjørelsen for naturbetingede variasjoner (kap. 5).

Tabell 1 lister antatt øvre grense for normalkonsentrasjoner i grisetang, blæretang og sagtang. Disse tre artene er valgt ut av følgende grunner:

- Vanlig utbredt over hele landet, også ved sterkt brakkvannspreg (særlig blæretang).
- Vanligvis lett identifiserbare og lett tilgjengelige på grunn av sin hyppige forekomst i fjærebeltet (særlig grisetang og blæretang).
- Blant de arter som det er mest opplysninger om.

Av andre aktuelle alger bør Enteromorpha sp. fremheves (Chambers et al. 1982, Harding 1982).

I tabellen opereres det for enkelthets skyld med avrundede tall og med et intervall for å betone at det dreier seg om ca.-angivelser. Hvordan avrundingen er foretatt fremgår av sammenligning med appendikstabellene A1-A3. For den praktiske bruk av tallene understrekes at man ikke kan utelukke en påvirkning selv om metallinnholdet ligger under angitt øvre grense. Derimot er det overveiende sannsynlig at det foreligger en punktkilde hvis grensene er overskredet. Generelt sett bør resultater i øvre halvdel av "normalintervallene vurderes nærmere m.h.t. mulige punktkilder.

Tabell 1. Antatt øvre grense for normalinnhold av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i griselang, blærelang og sagtang, mg/kg tørrvekt.

( ) og ? markerer henholdsvis ekstremverdier og usikkerhet pga. få observasjoner. Kfr. appendikstabeller A1-A3 med kommentarer og tekst.

STOFF	GRISELANG	BLÆRELANG	SAGELANG
ALUMINIUM		(300)-(3500) <sup>1)</sup>	
ANTIMON	<0.5-1?	<2-3?	<0.3-0.5?
ARSEN	<40-50	<50-60	<50-60
BLY	<3-5(8?)	<5-8(15?)	<2-3
FLUOR	<10-15?	<5-10?	<10-20?
GALLIUM	<0.05-0.1?	<0.05-0.1?	<0.05-0.1?
JERN	<200-300(1200?) <sup>2)</sup>	<500-750? <sup>2)</sup>	<200-300(750) <sup>2)</sup>
KADMIUM	<1-2(4?)	<2-3(5?)	<3-4(7?)
KOBBER	<15-20(45?)	<15-20(25?)	<10-15(20)
KOBOLT	<2-3	<2-3(10?)	<3-4(10?)
KROM	<2-3?	<3-5(8?)	<6-8?
KVIKKSØLV	<0.05-0.1(0.15)	<0.05-0.1	<0.05-0.1
MANGAN	<30-40(50?) <sup>3)</sup>	<200-300 <sup>3)</sup>	<100-200(800?) <sup>3)</sup>
MOLYBDEN	<1-2?	<0.5-1(5?)	<0.5-1(3?)
NIKKEL	<10-15(30?)	<10-15(45?)	<10-15(25?)
SELEN	<0.05-0.1?	<0.1-0.2?	<0.2-0.3?
SINK	<200-250 <sup>4)</sup>	<200-250 <sup>4)</sup>	<150-200
SØLV	<0.5-1(2?)	<0.5-1?	<0.5-1
TINN	<1-2?	<1-2?	<1-2
TITAN	<10-20(30?)	<20-30?	<15-20?
VANADIUM	<2-3?	<1-2?	<2-3?

1) Avtok med økende saltholdighet (Bryan og Hummerstone 1973).

2) Sannsynligvis avtagende med økende saltholdighet og avhengig av det innblandede ferskvannets kvalitet (utilstrekkelig belyst).

3) Sannsynligvis avtagende med økende saltholdighet og avhengig av innblandet ferskvanns kvalitet (utilstrekkelig undersøkt). Forskjell mellom griselang og blærelang kan skyldes observasjoner fra enkelte mer ferskvannspregede lokaliteter for blærelangs del.

4) Utpreget avhengig av alder på analysert vev. Ofte under 100 mg/kg i ungt vev. Et par sterkt avvikende ekstremverdier fra tabellene A1 og A2 er utelatt.

Det ses av tabellen at de tre artene synes å ha temmelig like akkumulerings-egenskaper. Enkelte forholdsmessig betydelige forskjeller kan bemerkes for antimon (få observasjoner), bly, fluor, jern, krom og særlig mangan. For de registrerte konsentrasjoner av jern og mangan kan saltholdighetsforholdene på prøvestedene spille inn. Løseligheten (og i hvert fall delvis tilgjengeligheten) av særlig jern, i mindre grad mangan, avtar raskt med økende saltholdighet i estuarområder. Forholdet er imidlertid utilstrekkelig undersøkt. Det samme gjelder opptak eller adsorpsjon til overflaten av partikulært jern, med til dels motstridende resultater (eller konklusjoner) for ulike arter (Luoma et al. 1982, Aulio 1983).

Hovedvanskeligheten med å bedømme de tilsynelatende forskjeller mellom disse tre artenes akkumuleringsegenskaper er at det foreløpig ikke er gjort undersøkelser der artene er samlet inn fra samme sted og testet på mulige ulike egenskaper under hensyntagen til alle relevante faktorer (særlig vevsalder, dvs. hvilke deler av plantene som er analysert, muligens også voksestedsnivå i fjærebeltet og vekstrytme i forhold til årstiden).

Også ved vurdering og bruk av de angitte øvre grenser for normalinnhold av metaller o.a. er det nødvendig å være oppmerksom på de usikkerheter som skyldes en eller flere av følgende forhold:

- sparsomt materiale (delvis)
- ulike analysemetoder
- forskjell i prøvetakingsopplegg.

#### 4.3 Konsentrasjonsfaktorer

Med konsentrasjonsfaktor (KF) menes forholdet mellom konsentrasjon i alge ( $K_a$ ) og konsentrasjon i vann ( $K_v$ ):

$$KF = \frac{K_a}{K_v}$$

Den største usikkerheten representeres av innholdet i vann, idet noen undersøkelser angir totalinnhold av metaller, mens andre har filtrert vannet gjennom filtre med noe vekslende porestørrelse (vanligvis 0.45  $\mu\text{m}$ ) før analyse.

KF er angitt på tørrvektbasis fordi stoffenes konsentrasjon i alger mest er gitt i mengde pr. kg tørrvekt.

Sammenstilte konsentrasjonsfaktorer finnes i appendikstabellene A25-A31 for stoffene antimon/arsen, bly, kadmium, kobber, kobolt/krom/nikkel/sølv, mangan og sink. KF er dels direkte fra de angitte kilder, dels beregnet her (kfr. fotnoter til tabellene). Ved omregninger fra våtvekts- til tørrvektbasis er det benyttet et forholdstall på 1: 4.5 og angitt ca.-verdier.

Det må understrekes at mange av KF-angivelsene er meget usikre. Særlig gjelder dette data fra felt, der det ofte bare er et fåtall observasjoner i vann som ligger til grunn for beregningen, og der vannprøver og algeprøver ikke alltid er fra nøyaktig samme sted.

I sammenheng med forurensningsøkologiske vurderinger er den vesentlige hensikten med konsentrasjonsfaktorer å kunne slutte seg til konsentrasjonen av tilgjengelig metall i vannet fra data om konsentrasjon i algene. Dette kan f.eks. ha praktisk interesse for å bedømme risiko for giftvirkninger overfor ømfintlige organismer. Omvendt kan det i enkelte tilfeller tenkes å ha interesse å beregne hva konsentrasjonen vil bli i alger (o.a. organismer) ved gitte konsentrasjoner i vann (f.eks. ved økt eller minsket belastning i et område). For slike formål er det forsøkt laget modeller som beskriver sammenhengen mellom metaller i vann og alger (Seip 1979).

Forutsetningen for å kunne bruke konsentrasjonsfaktorer på denne måten, er at det enten er et lineært forhold mellom konsentrasjonene i vann og alger, eller at forholdet lar seg beskrive ved andre matematiske relasjoner. Denne forutsetning kan foreløpig neppe anses oppfylt for annet enn (muligens) akkumulering av sink i et par arter (Young 1975, Seip 1979).

Konsentrasjonsfaktorer kan ellers anvendes ved jevnføring av ulike metalls akkumuleringsgrad, sammenligning av felt- og laboratoriedata, og til å bedømme innflytelse av miljøfaktorer på opptak/utskillelse (Bryan 1983), dessuten til å sammenligne ulike arters akkumuleringsevne i forhold til samme metall.

Selv om begrepet konsentrasjonsfaktor kan være fruktbart i noen sammenhenger, er de tall som angis så sprikende at den praktiske anvendeligheten er tvilsom. I tabell 2 er listet opp konsentrasjonsfaktorer for utvalgte metaller

i grisetang og blæretang (kfr. appendikstabellene A26-A31 for underlagsmateriale).

Tabell 2. Konsentrasjonsfaktorer (KF) for utvalgte metaller i grisetang og blæretang

$$KF = \frac{\mu\text{g/kg tørrvekt}}{\mu\text{g/kg sjøvann}}$$

METALL/ALGER	KF · 10 <sup>3</sup>	Kommentarer
<u>BLY</u>		
Grisetang	1.2-31	Henholdsvis 6 og 7 beregninger for de tre artene. Kfr. tabell A26
Blæretang	0.2-57	
<u>KADMIUM</u>		
Grisetang	0.5-25(55)	Henholdsvis 5 og 6 beregninger for de to arter. Kfr. tabell A27. Bryan (1983) fant lavere KF ved høye kons. i vann (37 · 10 <sup>3</sup> mot 55 · 10 <sup>3</sup> for h.h.v. ~0.4 og 4.5 µg/l).
Blæretang	1.4-59	
<u>KOBBER</u>		
Grisetang	4.2-44	Henholdsvis 6 og 8 beregninger for de to arter. Kfr. tabell A28.
Blæretang	0.4-35	
<u>NIKKEL</u>		
Grisetang	0.4-4.6	2 beregninger for hver art. Kfr. tabell A29.
Blæretang	2.8-6.8	
<u>MANGAN</u>		
Grisetang	3.9-40	Henholdsvis 2 og 4 beregninger for de to arter. Kfr. tabell A30.
Blæretang	4.6-23(220?)	
<u>SINK</u>		
Grisetang	8.4-65	Henholdsvis 5 og 7 beregninger for de to arter. Kfr. tabell A31. Bryan (1983) fant redusert KF hos blæretang ved høyere kons. i vann.
Blæretang	3.6-64(70?)	

Det fremgår av tabell 2 at for alle eksempelmetallene spenner de beregnede konsentrasjonsfaktorene over minst én størrelsesorden. Dette er ikke noe gunstig utgangspunkt for å trekke slutninger fra konsentrasjon i alger til konsentrasjon i vann. Konsentrasjonsfaktorer er dermed av noe begrenset interesse som verktøy i vannressursforvaltning. Eksempelvis ligger for flere av metallene (kobber, sink, kadmium) forskjellen mellom uskadelige og betenkelige konsentrasjoner godt innenfor én størrelsesorden. Det den store variasjonen i KF reflekterer, er i korthet at man vet for lite sikkert om algenes opptak/utskillelse av metaller.

Usikkerheten ved bruk av konsentrasjonsfaktorene kan ytterligere illustreres ved at man egentlig ikke greier å måle den tilgjengelige andel av metallkonsentrasjonen i vann. Tilgjengelig metall må antas bare å utgjøre en varierende brøkdel av totalt løst (Bryan 1983).

Nikkel kan synes å bli tatt opp i mindre grad enn i øvrige metaller ut fra tallene i tabell 2, men KF-intervallet for nikkel baserer seg på bare 2 undersøkelser for hver av artene. For de øvrige metaller er det stor grad av overlapping og ikke mulig å trekke bestemte konklusjoner på det nåværende grunnlag. Det er heller ingen gjennomgående forskjeller å spore hvis man betrakter KF for ulike metaller fra samme undersøkelse, f.eks. for blæretangs vedkommende hos Preston et al. (1972), Hägerhäll (1973), Morris og Bale (1975) Foster (1976), Melhuus et al. (1978) og Bryan (1983).

Grisetang og blæretang synes å være ganske like med hensyn til akkumulerings- evne overfor metallene behandlet i tabell 2. Samme konklusjon fås ut fra noen av de undersøkelser der begge artene inngår (Hägerhäll 1973, Foster 1976, Melhuus et al. 1978). Fuge og James (1973) hevdet imidlertid at grisetang tok opp noe mer sink enn sagtang og blæretang, mens Foster (1976) - på grunnlag av observasjoner på belastede lokaliteter - mente at blæretang var en bedre sinkindikator enn grisetang. Pedersen (1984) fant klart høyere kadmiumkonsentrasjoner i blæretang enn i 3 år gamle deler av grisetang. Senere observasjoner (Pedersen 1985) kan tyde på noe større akkumuleringssevne i blæretang også for andre tungmetaller. For sink gikk forskjellen i samme retning, men var mindre. Grimnes (1982) fant ingen bestemt forskjell mellom blæretang og grisetang med hensyn på nikkel og kobber, derimot kunne det synes som om blæretang hadde mer effektivt opptak av bly og kobolt.

Ved eksperimentelle undersøkelser med radioaktivt sink, fant Gutknecht (1965) 10 ganger høyere metnings-KF (etter 5-10 dager) hos blæretang enn i sjøsalat (også 10-100 ganger høyere i blæretang enn i Codium, Porphyra og Dictyota).

Hägerhäll (1973) antydte på bakgrunn av sine resultater at rødalger syntes å akkumulere mer bly enn brunalger og grønnalger.

Sanders (1979) fant at brunalger som gruppe inneholdt mer total-arsén enn grønnalger og rødalger (som et gjennomsnitt 6-7 ganger mer). Tilsvarende observasjoner er gjort av Tagawa og Kojima (1976). Derimot var midlere innhold av uorganisk arsén av samme størrelsesorden i de tre gruppene. Som et visst forbehold bør tilføyes at Sanders gjennomgående angir avvikende lavt totalinnhold av As i alger jevnført med andre (Lunde 1970, Klumpp og Peterson 1979, Whyte and Englar 1983, Maher og Clarke 1984). Dette kan være en delvis forklaring på de høye prosentandelene uorganisk As Sanders (op.cit.) angir for flere tarearter (2-12 %), jevnført med ca. 0,5-2,5 % hos Whyte og Englar (1983). Imidlertid fant også Burton et al. (1980) mer enn 20 % uorganisk arsen i en Laminaria-art. Medlemmer av slekten Sargassum kan ellers synes å særmerke seg ved å inneholde mye uorganisk arsen (Sanders 1979, Whyte og Englar 1983).

## 5. NATURBETINGEDE VARIASJONER

De naturlige variasjoner er sammensatt av flere faktorer. Blant de viktigste må antas å være:

- sesongvariasjoner, både klimatiske vekslinger i seg selv og rytmiske svingninger som er mer eller mindre influert av årstiden (stoffskifte, vekst, formering).
- plantenes eller plantedelens alder (som på ulik måte hos forskjellige arter kan være koblet til sesongfluktuationene)
- saltholdighet (som også kan komme inn som årsak til sesongvariasjoner)
- individuelle forskjeller (som igjen kan henge sammen med midlere vevs-alder og interne rytmer).

Annet som kan tenkes å spille inn er:

- voksested i tidevannsbeltet (vertikalnivå)
- temperatur og lys (ligger delvis under sesongvariasjonene)
- tilstedeværelse av andre metaller

Som en siste, kompleks faktor må nevnes vannkjemiske forhold. Disse vil innvirke på metallenes tilstandsform og dermed tilgjengelighet for opptak. Saltholdighet er i denne forbindelse bare en av faktorene. Viktigst ellers vil sannsynligvis være art og mengde av organiske kompleksdannere. Ved lave saltholdigheter kan pH ha betydning ved sin innflytelse på metallenes tilstandsform. (Dette gjelder muligens også lokalt rundt alger som vokser i saltere, men svært stillestående vann - lokal forandring av pH nær algenes overflate p.g.a ånding og fotosyntese.) Lokalitetsavhengige variasjoner inkluderer voksestedets beskaffenhet og omgivelser (f.eks. mye sedimenter som slammer ned algene, videre nærhet til sedimenter som er råtne like under overflaten, dermed også sedimentenes og porevanns innhold av metaller).

Ved høyere konsentrasjoner av flere metaller kan det bli konkurranse om bindingssteder.

Av ovenstående fremgår at de naturbetingede variasjonene er forårsaket av mange faktorer, som til dels også er innbyrdes avhengige. Den følgende fremstilling vil vesentlig konsentrere seg om faktorer av betydning for algenes bruk som indikatorer. Primært gjelder dette sesongvariasjoner og alder, dernest saltholdighet, voksenivå i tidevannsbeltet og individuelle forskjeller. De øvrige faktorer vil i den grad det foreligger undersøkelser, bli omtalt i forbindelse med opptaks- og utskillelsesmekanismer (kap. 6).

En generell vanskelighet ved bedømmelse av litteraturdata er å få luket vekk observasjoner som er mer lokalitetsavhengige enn generelle. F.eks. er litteratur som behandler metallinnhold på steder der belastningen kan variere mye utelatt (så langt opplysningene i vedkommende arbeid har gitt grunnlag for det).

#### 5.1 Sesongvariasjoner

Sesongvariasjoner som utelukkende er knyttet til klimatiske variasjoner, og dermed sammenhengende vekslinger i stoffskifte og vekst, er det foreløpig få sikre vitnesbyrd om. Resultatene er også forskjellig for ulike metaller og arter, og dels noe motstridende.

De klareste tegn på sesongvariasjoner er referert av Fuge og James (1974) for sink og kadmium i blæretang. Konsentrasjonene var høyest i februar/mars og lavest i juni-september (forskjell i størrelsesorden 50-100%). Kobber viste noenlunde samme variasjonsmønster, men med eksempel på like høye konsentrasjoner i juni-september som i januar.

Også i et annet arbeide har de samme forfattere (Fuge og James 1973) fått lignende resultater i blæretang. Tendensen var klar for sink og kadmiums del; svakere og med unntak når det gjalt kobber, nikkel og kobolt. For jern, mangan og molybden ble det ikke observert noe sesongmønster. Sink-innholdet i sagtang viste samme årtidsvariasjon og tendensen var likeartet for kadmium, kobber, nikkel, kobolt og jern, men mindre klart og med eksempler på avvikende data.

Bryan og Hummerstone (1973) fant delvis høyest konsentrasjon av sink i blæretang i januar sammenlignet med juni-september, men ikke helt konsekvent. For kobber ble det ikke funnet noen tendens.

Steinhagen-Schneiders (1981) observasjoner i blæretang kan ha vært influert av varierende belastning, idet prøvestedet lå i Kielerbukten, mindre enn 20 km fra Kiel, og dessuten muligens var periodisk påvirket fra kloakkvannsutslipp. Variasjonene i sinkinnhold fulgte stort sett samme mønster som nevnt ovenfor (høyest i februar-mars, lavest i september og oktober, men også med en bemerkelsesverdig lav januarverdi). For kadmium ble det derimot observert et maksimum i august og minima i mai og oktober, mao. uregelmessig i forhold til årstidene. Bly viste også maksimum i august, men en høy verdi i januar rimte dårlig med minimumskonsentrasjon i februar.

Fuge og James (1974) påpekte at variasjonsmønsteret med lavest sommerverdier kunne henge sammen med at vårens og sommerens vekst virket "fortynnende" på metallkonsentrasjonen. Imidlertid ble det ikke i noen av de ovenstående arbeider samtidig observert metallinnhold i vann, slik det bl.a. synes nødvendig for å få hypotesen bekreftet.

I grisetang registrerte både Black og Mitchell (1952) og Eide et al. (1980) høyest sink-konsentrasjon om vinteren, mens Haug et al. (1974), med månedlige analyser gjennom ett år, ikke fant noen markerte sesongvariasjoner. Hägerhäll (1973) derimot, registrerte høyeste innhold av sink i juli-august jevnført med mai og september. I henhold til vekstfortynningsteorien til Fuge og James (op. cit) skulle man vente relativt høy konsentrasjon i mai, like etter at vekstsesongen har startet, og lavest i september. Alle de her nevnte observasjoner er fra uberørte (lavt belastede) lokaliteter. Bare Haug et al. (1974) synes imidlertid å ha hatt sesongvariasjon som et uttrykt delformål, og et undersøkelsesopplegg i samsvar med dette.

Black og Mitchell hevdet at metaller generelt syntes å forekomme i høyest konsentrasjon om vinteren hos flere arter (sautang, sagtang, fingertare, stortare), men underlaget for dette var spinkelt. Antall unntak og eksempler på små forskjeller var like hyppige som de tilfellene som passet med regelen.

Resultatene fra undersøkelsene til Grimnes (1982) med grisetang gjelder et forurenset område og er derfor tvilsomme m.h.t. relevans for naturbetingede svingninger. Fra lokaliteter lengst fra kilden var det muligens noe høyere konsentrasjoner av nikkel i juli-august sammenlignet med desember-mai, men ingen tendens for kobolt eller kobber.

van Weers (1972) observerte 2-5 ganger så høyt sinkinnhold i asken fra spiral-tang i desember-april som i juni-oktober, men gir ikke opplysninger om mulige variasjoner i belastningen. Ut fra de angitte konsentrasjoner (0.05-0.3% av askeinnholdet) synes innsamlingsstedet å ha vært periodisk forurenset. (0.3% av askeinnholdet tilsvarer mer enn 500 mg Zn pr. kg tørrvekt, som må antas betydelig over bakgrunnsnivået, kfr. tabell A4).

I tarearten Nereocystis luetkeana fant Whyte og Englar (1974) utpreget sesongvariasjon for innholdet av jern og aluminium, derimot ikke for sink.

Det kan konkluderes med at naturlig betingede variasjoner i marine benthos-algers metallinnhold på flere vis er et udekket forskningsfelt. Ved senere bestrebelser på å beskrive og forklare disse variasjoner er det faktorer som bør tas mer hensyn til enn hittil:

- tilstrekkelig hyppige observasjoner (månedlig?) og lengde på observasjonsseriene (minst ett år)
- blandprøver av flere individer, fortrinnsvis med definert alder
- ledsagende metallanalyser i vann for å utelukke at de variasjoner som observeres har dominerende sammenheng med vekslende tilgang på metaller
- samtidige observasjoner av sesongvariasjoner m.h.t. algenes tørrvektsprosent, aske- og fenolinnhold (eventuelt også proteiner og polysakkarider).

Problemkomplekset som reises i det siste punktet vil ikke bli drøftet i detalj her. Imidlertid er det verd å minne om de resultater som er tilgjengelig fra en tidligere grundig undersøkelse av grisetang (Baardseth 1970). Her ble det funnet at algenes tørrstoffinnhold var høyest om sommeren og lavest i formeringssesongen (ca april-mai<sup>1)</sup>). Midlere forskjell var

---

<sup>1)</sup> Midlere tørrstoffinnhold for hele planter varierte stort sett mellom 20-30%, og midlere askeinnhold var 18-24% av tørrvekten. Tørrvektsprosenten viste seg å kunne være lokalitetsavhengig (differanse oppe i 10-15%). Skudd under 3 år hadde dessuten lavere tørrstoffinnhold enn eldre vev (10-20%).

20-30%. Videre fant Baardseth at askeinnholdet (målt som % av tørrvekt) var høyest vinter-vår (oktober-mai) og lavest om sommeren, med en middel-forskjell på 15-20%. Også Lunde (1970) og Black og Mitchell (1952) har observert lavest askeinnhold i fucaceer (blæretang, sagtang, grisetang m.fl.) om sommeren.

Ut fra ovenstående kan algenes metallinnhold, målt på tørrvektsbasis, forventes å være lavest om sommeren (forutsatt ellers like betingelser gjennom året). Denne variasjonsfaktor skulle mao. gå i samme retning som vekstfortynningsteorien til Fuge og James (1974). Utslagene etter vekstfortynningsteorien må imidlertid forventes større enn det variasjonen i tørrstoffinnhold alene tilsier.

Sesongvekslinger i fenolinnhold er av betydning fordi disse stoffer er blant de mest aktuelle som metallbindingssteder av mer varig art (kfr. kap. 6). Imidlertid er forholdet foreløpig lite studert. Zavodnik og Jensen (1981) påpekte to forhold som kan ha interesse i forbindelse med algers metallinnhold:

- viss tendens til synkende fenolinnhold (på våtvektsbasis) i perioden januar-mai, deretter muligens økning (ikke observasjoner etter juni)
- betydelig potensiale for utskillelse av fenoler hos fucaceer.

## 5.2 Vevsalder

Stort sett er det i alle undersøkte arter funnet en tendens til at de eldste plantedeler (utenom stilk og festeorgan) inneholder mest metaller. Imidlertid synes variasjonen med vevsalder å være noe forskjellig for ulike arter og metaller, og det er eksempler på tilsynelatende motstridende resultater. Sink er det metallet som har vist mest konsekvent økning i konsentrasjon med alder.

En hovedvanskelighet ved undersøkelser av dette forhold er mulig innflytelse av varierende metallkonsentrasjoner i vann. Absorpsjonen av ulike metaller er mer eller mindre knyttet til stoffskiftet og dermed varierer hastigheten i opptak/utskillelse med vevsalder (kap. 6). Resultatene nedenfor må tas med et visst forbehold når arbeidene ikke dekker mulige

variasjoner i vannets metallinnhold (dvs. plantenes forhistorie m.h.t. metallmiljø). Ved fremtidige undersøkelser er det viktig at dette blir gjort, eventuelt at forholdet undersøkes under konstante betingelser i laboratoriet.

### 5.2.1 Grisetang

Haug et al. (1974) fant økte konsentrasjoner av sink og kobber med økende vevsalder både på ubelastede og forurensede lokaliteter. Ved liten belastning syntes økningen å være særlig stor mellom spiss og 1. internodium<sup>1)</sup> og for de eldste delene av plantene. Ved høy belastning var økningen jevnere med alderen.

Også Myklestad et al. (1978) fant for et ubelastet innsamlingssted størst økning i sinkinnhold fra spiss til 1. internodium, derimot ingen forskjell med alderen for kvikksølvs vedkommende. I den forurensede Sørfjorden ble det konstatert mer jevnt stigende sinkkonsentrasjon med økende alder. Omtrent samme bilde tegnet seg her for bly, kobber, kadmium og kvikksølv. Kadmium viste imidlertid sterkest økning fra spiss til 1. internodium, deretter lite, mens kvikksølvinnholdet særlig økte sterkt i de aller eldste delene.

Myklestad et al. (1979) gjengir resultater fra en lite belastet stasjon som bekrefter ovenstående for sinks vedkommende, mens det av kvikksølv var heller lavere konsentrasjon i eldre deler enn i skuddspissene.

Eide et al. (1980) omtaler videre resultater fra den samme undersøkelsen som ovenfor (Myklestad et al. 1978, 1979). Sink viste samme fordeling som nevnt, såvel i planter fra ubelastet som fra forurenset område. Ved høy belastning var det også tendens til at de eldste delene av algene inneholdt mest kadmium, bly og kvikksølv, men ikke så tydelig eller konsekvent som for sinkens del.

---

<sup>1)</sup> Internodium: Avsnitt mellom to blærer. Antas i Norge blærene å dannes i februar-mars (Baardseth 1970), og vekstsesongen stort sett være mars-september (ca 6 mnd.), vil 1. internodiums alder variere mellom ca ½-1 år (i april) og ca 1 ¼ - 1 ¾ år (i januar). Av dette følger at det egentlig også må tas hensyn til innsamlingstidspunkt når metallinnhold i samme internodium bedømmes.

Julshamn (1981a) analyserte tang fra ubelastede lokaliteter og konstaterte størst økning av sinkinnholdet mellom ca 1 års og 2 års alder, siden mer moderat økning. Det samme ble observert for mangan, mens det for kadmium, jern og bly ble funnet høyest innhold i skudd av ca 1 og ca 4 års alder, med lavere konsentrasjoner i de mellomliggende årsklasser. For kobbers vedkommende syntes konsentrasjonen å synke med økende alder.

Grimnes (1982) gjorde observasjonene i tang fra et noe belastet område og fant bare usikker (ikke konsekvent) tendens til økt konsentrasjon av kobber og kobolt i vev av høyere alder. For bly ble det stort sett funnet små og usikre forskjeller, og de høyeste nikkelkonsentrasjonene ble hovedsaklig funnet i skuddspissene, men heller ikke det konsekvent.

Pedersen (1984) fant for sinks vedkommende konsekvent og tydelig økning for alderstrinnene fra 1 til 3 år. Usikker tendens i samme retning ble funnet for kadmium; delvis, men ikke konsekvent for bly (forskjell ved ulik salt-holdighet). For kobber, kvikksølv og nikkel syntes det ikke å være noen sammenheng mellom konsentrasjon og alder (i ett tilfelle høyest nikkelkonsentrasjon i 0-1 år). Algene var fra en antatt ubelastet lokalitet og viste tilnærmet "normale" konsentrasjoner av alle metaller unntatt sink, som lå avvikende høyt.

For å summere opp en del av de resultater som er behandlet ovenfor er det i fig. 1 gjort en sammenlignende fremstilling basert på data fra ulike forfattere. Kun for sinks vedkommende har det vært mulig bare å benytte data fra antatt ubelastede lokaliteter.

Fra figuren kan man merke seg forskjellen mellom variasjonen med alder observert av Julshamn (1981a) ved "bakgrunnsverdier" av kobber, kadmium og bly og det som de øvrige forfattere har funnet i grisetang fra mer eller mindre påvirkede steder. På belastede lokaliteter synes konsentrasjonene av disse tre stoffer stort sett å tilta med vevets økende alder, mens svingningene er mer varierende ved lave konsentrasjoner (kfr. også Pedersen 1984). Sink derimot, viste konsekvent stigende konsentrasjon med høyere vevsalder også ved lav belastning.

I nylige forsøk er observert et intermediært minimum av bly og sink (i forrige årsvekst), men siden stigende med alderen (Pedersen 1985).

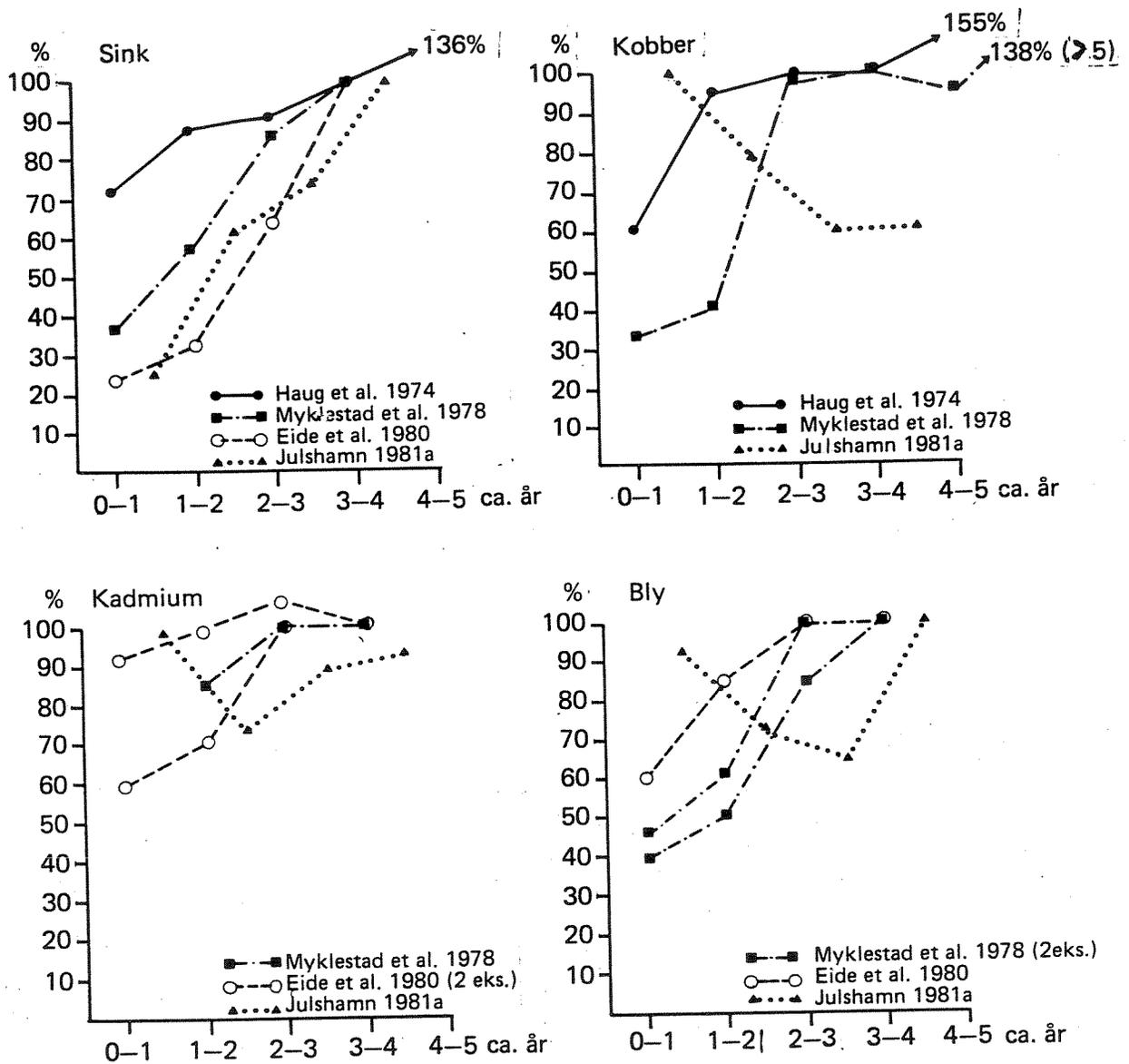


Fig. 1 Sammenheng mellom relativ metallkonsentrasjon og vevsalder hos Ascophyllum nodosum (grisetang) basert på data fra ulike kilder. Konsentrasjonen i 3-4 år gammelt vev er vanligvis nær maksimum og er brukt som referansenivå (100%).

I følge Klumpp (1980) var det ingen forskjell mellom ungt og gammelt vev med hensyn til innhold av arsén i grisetang og spiraltang. Bohn (1979) derimot, fant at arséninnholdet var høyest i skuddspissene hos gjelvtang (mer enn det dobbelte enn i andre deler).

### 5.2.2 Blæretang

Ved lav belastning med sink og kobber og moderat blybelastning fant Bryan (1971) tydelig forskjell i vevsfordelingen av disse metaller hos blæretang. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i de eldste deler med bladplate, dvs. mindre metaller både i stilken og stadig avtagende utover mot skuddspissen. Særlig sterk var minskningen i de ytterste 5 cm, slik at forskjellen mellom høyeste og laveste metallkonsentrasjon var omkring 3 ganger (kobber og bly) eller 5-6 ganger (sink).

Bryan og Hummerstones (1973) resultater fra et noe forurenset estuar bekreftet ovenstående, men unntaksvis inneholdt stilken mest av kobber og sink. Stort sett ble ovennevnte fordelingsmønster også funnet for mangan, jern og aluminium.

### 5.2.3 Andre alger

I fingertare fant Bryan (1969) at konsentrasjonene av sink og jern tydelig økte med avstanden fra stipes, mao. med økende alder. For mangan var det bare svak økning og kobber viste et uregelmessig fordelingsmønster. I motsetning til det som ble hevdet av Black og Mitchell (1952) å være et gjennomgående trekk, ble ikke de høyeste konsentrasjonene funnet i stipes. (Black og Mitchells egne data inneholder forøvrig også unntak og ellers små forskjeller for de fleste metaller).

I gjelvtang konstaterte Bohn (1979) at det var mer jern, sink og kobber i de eldste deler (stipes fremdeles omgitt av litt bladplate) sammenlignet med vev fra midten av plantene og skuddspissene. Skuddspissene inneholdt minst. Forskjellen mellom eldste og yngste vev var størst for jern (2-3x), dernest sink (1,5-2x), minst (og med enkelt unntak) for kobber (stort sett 30-50% høyere i de eldste delene). Fordelingsmønsteret ble observert i materiale

fra tydelig til svakt jern- og sink-belastede lokaliteter. Kadmium viste en annen fordeling: Mest i skuddspissene, dernest i de eldste delene. Kadmiumkonsentrasjonene vitnet ikke om forurensning med dette metall.

I eksperimentelle undersøkelser med sagtang fant Young (1975) at både jern- og særlig sinkkonsentrasjonen økte med økende vevsalder.

### 5.3 Saltholdighet

Pedersen (1984) fant variasjon med saltholdigheten i metallinnholdet hos grisetang og blæretang fra et ikke metallbelastet fjordområde (med noe forbehold for avvikende høye bakgrunnskonsentrasjoner av sink). Årsmiddel av salinitet basert på månedlige prøver var ca 15, 18 og 30 ‰ S på de tre innsamlingsstasjoner. Vannets metallinnhold ble ikke målt. I begge arter sank konsentrasjonen av bly, kadmium, nikkel og sink med vannets økende saltinnhold. I blæretang ble dette observert også for kobber og kvikksølv, mens det i grisetang ikke lot seg spore noen tendens for disse to metaller pga. enkelte tvilsomme analyseverdier.

For alle metallobservasjonene i blæretang inntraff den største minskningen i metallinnhold mellom 18 og 30 ‰ S. Dette antyder at endringen ikke behøvde å være et resultat av endret saltholdighetsmiljø (innflytelse på metallenes tilstandsform), men i og for seg kunne være forårsaket av høyere metallkonsentrasjon i vann ved 18 ‰ enn ved 30 ‰ S. Hos grisetang derimot inntraff for bly og nikkel den forholdsmessig største minskningen mellom 15 og 18 ‰ S.

Senere forsøk m.h.t. opptak i de to artene ved samme saltholdigheter viste imidlertid ingen tydelige tendenser for kvikksølv, kadmium, sink og kobber, men derimot blyopptaket økte med stigende saltholdighet (Pedersen 1985).

I eksperimenter ved 10 og 20 ‰ S med blæretang fant Steinhagen-Schneider (1981) markert redusert opptakshastighet for bly (~50%) ved 20 ‰ S. Opptaket av kadmium og sink var også redusert ved den høyeste av saltholdighetene, men i mindre grad. For sinks vedkommende må tendensen betraktes som usikker.

Et par undersøkelser synes å bekrefte at kadmiumopptaket hos blæretang reduseres betydelig ved økende saltholdighet (Pedersén et al. 1981 (se også Lignell et al. 1982) og Bryan 1983). Forklaringen antas å være økende relativ forekomst av kompleksbundet kadmium ( $\text{CdCl}_2$ ) ved stigende saltholdighet. Kadmium kompleksbundet til klor er i flere undersøkelser (bl.a. Sunda et al. 1978) påvist å være mindre giftig - mindre tilgjengelig - enn kadmium i enkel ioneform. Bryan (1983) fant ingen lignende reduksjon med økende saltholdighet i sinkopptaket hos blæretang.

Avvikende resultater i forhold til ovenstående finnes hos Munda (1978), som fant lavere metallinnhold (kobolt, sink og mangan) i blæretang fra brakkvann (ca 12 ‰ S) enn ved ca 30 ‰ S. Kobberinnholdet viste derimot ingen forskjell. I grisetang fra de samme steder var det tilsvarende tendens, mindre tydelig for kobolt, men til gjengjeld også for kobber. Metallinnholdet i vann ble ikke undersøkt (saltvannet kan mao. ha vært metallrikere). Enkelte analysedata (bemerkelsesverdig høy koboltverdi og sterkt avvikende lave sinkkonsentrasjoner) gjør Mundas resultater noe tvilsomme. I et senere eksperimentelt arbeid med Scytosiphon lomentaria og Enteromorpha intestinalis (tarmgrønnske) har også Munda (1984) fått resultater som tydet på minskende metalloptak med stigende saltholdighet. Imidlertid ble forsøkene utført med så høye metallkonsentrasjoner at relevansen for algenes bruk som indikatorer er liten.

#### 5.4 Individuelle variasjoner

I de fleste undersøkelser har man gardert seg mot individuelle forskjeller som feilkilde ved bruk av blandprøver av en eller annen art (bl.a. Fuge og James 1973, 1974, Steinhagen-Schneider 1981, Julshamn 1981). Selve fenomenet er imidlertid lite undersøkt.

Haug et al. (1974) analyserte 10 skuddspisser av grisetang (spiss + 1. internodium) på innhold av sink og kobber. De fant et standardavvik for henholdsvis sink og kobber på 7-8% og ca 30% av middelveiden, samt at standardavviket var tilnærmet proporsjonalt med metallinnholdet (analyse av prøver fra både lite og sterkt belastede områder).

I samme art observerte Grimnes (1982) et standardavvik på 5-15% av middelet ved analyse av 10 enkeltteksemplarer på bly (størst standardavvik), kobber, kobolt og nikkel.

Hos Foster (1976) fremgår det ikke om de 20 analyserte prøvene av blæretang og grisetang var fra en eller flere planter, men følgende standardavvik som ca prosent av middel ble oppnådd:

	Blæretang	Grisetang
Sink	~10%	~30%
Kobber	~12%	~30%
Mangan	~13%	~30%
Nikkel	~12%	~20%
Jern	~20%	~20%

Baardseths (1970) observasjon av de individuelle variasjonene i tørrstoff- og askeinnhold underbygger at denne faktor må tas hensyn til ved opplegget for prøvetaking og analyse. Særlig gjelder dette ved ønske om å registrere små og moderate forskjeller i metallbelastning, f.eks. ved regionale undersøkelser med henblikk på snikforurensning.

#### 5.5 Voksestedsnivå i fjærebeltet

Variasjoner med voksested i tidevannsbeltet er direkte dokumentert bare av Nickless et al. (1972) og Bryan og Hummerstone (1973), begge med blæretang som analyseobjekt. Fuge og James (1974) gir ingen data, men begrunner innsamling av blandprøver basert på eksemplarer fra hele blæretangbeltet med å ha observert slike forskjeller.

Woolston et al. (1982) fant større forskjeller i metallinnhold mellom eksemplarer av grisetang samlet fra forskjellige steiner på samme lokalitet enn mellom prøver fra en enkelt stein. Dette tilskrives bl.a. mulige variasjoner med voksestedets høyde i tidevannsbeltet, men denne faktor ble ikke undersøkt nærmere.

Et forhold som dette må antas å være meget avhengig av lokale forhold:

- høyden av tidevannsbeltet (tørrleggingsperiodens lengde o.a.)
- vertikalutbredelsen av vedkommende algeart, muligens også bestandens tetthet
- artsspesifikke egenskaper

- grad av ferskvannspåvirkning og vannmassenes mer eller mindre stabile lagdeling.

Ut fra dette kan det bli vanskelig å finne, selv for samme art, generelt gyldige utslag av denne faktor. Bryan og Hummerstone (1973) fant f.eks. mest bly i blæretang samlet lengst ned i tidevannsbeltet fra forurenset estuar, mens Nickless et al. (1972) observerte størst blykonsentrasjoner i samme art fra høyest på stranden. Videre fant Bryan og Hummerstone (op.cit.) ingen innflytelse av vertikalposisjon på sinkinnholdet; Nickless et al. derimot de høyeste verdier i midtposisjon. I et forurenset område fant Tomlinson et al. (1980) de høyeste kadmiumkonsentrasjonene i Enteromorpha og Porphyra som vokste høyest oppe i fjæra.

De til dels betydelige forskjeller som er observert; opp til 100% for blyinnhold og flere hundre prosent for manganinnhold (Bryan og Hummerstone 1973), tilsier at man er oppmerksom på at voksestedsposisjon kan gi utslag. Imidlertid må det også være en rekke tilfeller da forholdet nærmest må kunne overses, dvs. ved moderate tidevannsforskjeller, smale vegetasjonsbelter og lite lagdeling av vannet.

Skipnes et al. (1975) viste ved eksperimenter med grisetang at endelig binding av sink foregikk like raskt enten algen var tørrlagt eller ikke. Forklaringen ble antatt å være at midlertidige lagringssteder på ionebyttesubstansen i intercellularrommene (alginat o.l.) virket som opplagsbuffer og avga sink til mer permanente bindingssteder inne i cellene også i tørrleggingsperioden. Dette behøver ikke nødvendigvis skje i samme grad for alle arter og metaller av interesse, men vil i hvert fall for noen virke nøytraliserende på vertikalposisjonens betydning for metallinnholdet.

## 5.6 Andre faktorer

Indirekte ligger innflytelse fra temperatur og lys under variasjonen i metallinnhold gjennom året. Direkte effekter av lys og temperatur vil bli nærmere omtalt i det følgende kapittel om opptaks- og utskillelsesmekanismer. Dette gjelder også tilgjengelighet av ulike tilstandsformer og mulig konkurranse om bindingssteder. En slik konkurranse om bindingssteder kan ha konsekvenser for algenes bruk som indikatorer når det er sterk forurensning med flere metaller.

### 5.7 Oppsummerende kommentarer

Av det som er behandlet i dette kapittel fremgår at metallkonsentrasjonen i alger kan influeres betydelig av andre forhold enn bare vannets metallinnhold. For å få pålitelige overvåkingsdata og annet vurderingsgrunnlag er det viktig å gardere seg mot disse feilkilder på flere måter:

- Blandprøver fra 10-20 enkeltteksemplarer
- Samme innsamlingstidspunkt på året (hvis målet er å følge utviklingen over tid).
- Samme alder eller aldersfordeling på det vev som analyseres fra gang til gang (eller i hvert fall angivelse av hvilke plantedeler/tilnærmet alder).

Hvordan prøveopplegget skal være i detaljene må rimeligvis bestemmes ut fra formålet og de krav til nøyaktighet og oppløsning dette setter. Under spesielle forhold må det som nevnt også tas hensyn til voksestedets vertikalsposisjon i tidevannsbeltet og mulige kortperiodiske svingninger i belastning, f.eks. i sammenheng med årstidsvekslinger i saltholdighetsmiljøet. Mens kortperiodiske svingninger dekkes best ved (hyppig) analyse av ungt vev, vil midlere forhold over flere måneder og langtidsutvikling best ivaretas ved at eldre deler av plantene utgjør den dominerende andel i prøvene.

## 6. MEKANISMER FOR OPPTAK OG UTSKILLELSE

Hovedtemaene i dette kapittel er:

- tilgjengelige tilstandsformer (av for det meste to- og treverdige metaller)
- opptak og utskillelse (passivt/aktivt, hastigheter)
- bindingssteder (til hvilke organiske forbindelser og hvor i algene)

I tilknytning til omtalen av opptaksstudier vil også spørsmålet om "konkurranse" mellom metallene og beskyttelsesmekanismer bli behandlet.

### 6.1 Tilgjengelige tilstandsformer

Med fastsittende alger er det gjort lite eksperimentelt arbeid som direkte belyser forholdet mellom opptak av ulike tilstandsformer. Forsøkene er regelmessig utført med tilsetning av den enkle ioneformen til mediet. Det som fremgår nedenfor hviler i vesentlig grad også på erfaringer fra forsøk med planktonalger (og delvis dyr), pluss det man har kunnet slutte seg til ut fra kunnskaper om innflytelsen av eksperimentelle betingelser (saltholdighet) på likevekter mellom ulike kjemiske former.

Luoma (1983) påpeker at det er rimelig å vente noe forskjellig opptaks- og utskillelseskarakteristikk for forskjellige metaller pga. varierende løselighetskjemi, kompleksdannelse, forhold til salinitet, dessuten forskjell mellom artenes membranegenskaper og interne cellemiljøer.

I hvertfall for kobber, kadmium, sink, sølv, jern og mangan er enkle metallioner den mest tilgjengelige tilstandsform (Bryan 1983 og Luoma 1983 med referanser). For sølvs vedkommende kan også klorkomplekset utgjøre en betydelig del av det som tas opp (Engel et al. 1981). De enkle metallionene fraktes gjennom cellemembranen på spesielle organiske bæremolekyler, f.eks. blågrønnalgenes siderochromer for opptak av jern, eventuelt absorberes ved diffusjon (Luoma 1983). Metylkvikksølv er et sannsynlig unntak fra regelen om enkle ioners lettere opptak fordi det er fettløselig og dermed lett trenger gjennom cellemembranen (bl.a. Burkett 1975).

Den tilgjengelige andelen antas bare å utgjøre en brøkdel av totalkonsentrasjonen av metall i løsning (Bryan op.cit.). Andelen er avhengig av saltholdighet, pH, temperatur og tilstedeværelsen av organisk kompleksdannere.

Det siste antas å spille særlig stor rolle ved naturlige konsentrasjoner av kobber (Sunda og Guillard 1976, Sunda og Gillespie 1979).

Opptak og giftighet av kadmium utgjør et eksempel på avhengigheten av saltholdighet. Ved økende saltholdighet reduseres opptaket ved samme kadmiumkonsentrasjon. Dette antas å skyldes større andel av det mindre tilgjengelige  $CdCl_2$ -komplekset (Luoma 1983 med referanser). Denne effekten synes å være direkte observert i forsøk med blæretang ved 7 og 32 ‰ S (Pedersen et al. 1981, Lignell et al. 1982). At blæretang som vokste lengst ned i tidevannsbeltet inneholdt minst jern i et estuar med lagdelte vannmasser, mente Bryan og Hummerstone (1973) kunne skyldes at mindre jern fantes i den mest tilgjengelige formen ( $Fe^{3+}$ ) ved den gjennomsnittlig høyere saltholdighet lengst ned i tidevannsbeltet.

I sin oversiktsartikkel nevner Luoma (1983) også tilfeller av at metaller kan bli lettere tilgjengelige ved kompleksdannelse. Cobalamin og metylkvikksølv er kjente eksempler fra opptak i dyr. For planteplanktonets vedkommende har man observert lettere tilgjengelighet av jern sammen med EDTA (Anderson og Morel 1982); med den tentative forklaring at likevekten mellom komplekset og tilgjengelig  $Fe^{3+}$  innstilles hurtigere enn likevekten mellom utfelt jernoksyd og det treverdige jernionet. Kompleksdannelse mellom sitronsyre og kobber er et annet eksempel (Guy og Kean 1980), som illustrerer muligheten av at organiske forbindelser med molvekt lavere enn 500 kan frakte kompleksert metall inn i cellene.

Valenstrinnet kan tenkes å ha betydning for et mindre antall av de her behandlede metaller, men synes ikke å ha vært undersøkt. I korttidsforsøk (1 t) med spiraltang fant Klumpp (1980) at det femverdige arsenat ble tatt opp omkring 4 ganger så hurtig som arsenitt (treverdige). (Han fant forøvrig ingen vitnesbyrd om konkurranse om opptak mellom arsenat og fosfat.)

Opptak fra metallholdige partikler synes ikke direkte påvist, men er sannsynliggjort i et mindre antall tilfeller. Hodge et al. (1979) mener imidlertid å ha påvist opptak av partikkelbundet uran, plutonium og polonium i brunalgen Macrocystis. Ved opptaket skulle organiske forbindelser på partiklernes og tarens overflate virke som bindingsemner. Forfatterne antyder at denne mekanisme også kan spille en rolle for opptak av bly og andre spormetaller.

Seeliger og Edwards (1977) fant ikke bare sammenheng med løst, men også mellom partikkelbundet bly og kobber i vann og konsentrasjonen av disse metaller i alger (blæretang og grønnalgen Blidingia).

Senere påviste Luoma et al. (1982), ved å slå sammen data fra 18 estuarer, en signifikant korrelasjon mellom konsentrasjonen av særlig kobber, bly og arsén, i noe mindre grad sink og sølv i blæretang, og innholdet av disse elementer i sedimenter. Korrelasjonen gjalt imidlertid ikke for data fra det enkelte estuar. På dette grunnlag reiste forfatterne spørsmålet om konsentrasjonen i tang virkelig gjenspeilet innholdet i vann av disse stoffer. (Noen tilsvarende korrelasjon ble ikke funnet for kobolt, krom, kvikksølv, jern og mangan).

Til disse observasjoner føyer seg resultatene til Aulio (1983) med grønnalgen Cladophora glomerata. Jernkonsentrasjonen i skuddspissene av denne ferskvanns/brakkvannsarten ble funnet å være signifikant høyere i alger samlet fra overveiende bløtbunn sammenlignet med alger fra stein eller fjell. Det understrekes av forfatteren at de innsamlede skuddspissene ikke var i direkte kontakt med sedimentet.

## 6.2 Opptak og utskillelse

Sink er det av metallene som har vært gjenstand for flest studier av opptak og utskillelse. For de øvrige er det mer spredt med data. Av denne grunn, og fordi det ikke uten videre kan ventes like akkumuleringsegenskaper hos ulike metaller, behandles de innledningsvis hver for seg.

Av redegjørelsen vil det også fremgå at ulike arter kan være forskjellige m.h.t. opptak, binding og utskillelse av samme metall. Dermed må det også ventes noe ulike indikatoregenskaper. Problemet er antagelig lite for nærstående arter (kfr. kap. 4), derimot mer å ta hensyn til når det er behov for å bruke indikatorer fra ulike algeklasser (kfr. f.eks. Whitton 1984 med ref. om ferskvannsalgene Lemanea fluviatilis (rødalge) og Cladophora glomerata). Også mellom ettårige og flerårige alger må det ventes en viss forskjell. Hos marine alger kan forholdet illustreres bl.a. ved de sammenlignende studiene til Gutknect (1963, 1965). Sammenlign også data for "normalinnhold" hos blæretang (tabell A2) og slekten tarmgrønne (tabell A16).

### 6.2.1 Sink

I studier med skuddspisser av grisetang fant Skipnes et al. (1975) at akkumuleringen av sink i stor grad syntes å være en irreversibel prosess. Opptakshastigheten ble ved 100 µg/l sink i mediet funnet å være konstant over 40 dager: ca 0.006 µg Zn pr. g friskvekt pr. µg Zn/l pr. dag. Med unntak av en mindre andel reversibelt bundet metall, som ble skilt ut i løpet av et par dager, ble sink ikke skilt ut over en periode av 20 dager. Derimot ble sink hurtig skilt ut fra døde skuddspisser, der dessuten opptaket var betydelig hurtigere enn i levende planter. Opptaksraten i levende planter var lineært proporsjonal med konsentrasjonen under 100 µg/l, men avtok ved høyere konsentrasjoner og flatet ut ved vel 500 µg/l.

Ved senere transplantasjonsforsøk med samme art fant imidlertid Myklestad og medarbeidere (Myklestad et al. 1978, 1979, Eide et al. 1980) at alger med høyt sinkinnhold skilte dette ut i betydelig grad i løpet av noen måneder, når de ble flyttet til et sted med normalt sinkinnhold i vann. Fra 1. internodium (midlere alder vel 1 år) redusertes sinkinnholdet til ca 50/30% i perioden mai-september (Myklestad et al. 1978, 1979). Også i eldre deler (2. og 3. internodium) var det en tydelig, men mindre grad av utskillelse; minst i 3. internodium. Bare en mindre del av reduksjonen i sinkinnhold kunne komme av konsentrasjonsfortynning ved vekst. Om høsten og vinteren (oktober-februar) var det praktisk talt ingen utskillelse.

Også opptaket av sink i planter transplantert til forurenset lokalitet gikk betydelig hurtigere om sommeren (Myklestad et al. 1979) enn om vinteren (Eide et al. 1980). Fra juni til august økte konsentrasjonen i 1. internodium med ca 5x (til 1/3 av lokale planters innhold), mens det i de 4 månedene fra november til mars bare ble konstatert vel en fordobling (til ~ 1/4 - 1/5 av sinkkonsentrasjonen i lokale planter fra den forurensete lokaliteten). Opptaket skjedde i begge tilfeller hurtigst i de yngste deler (spiss og 1. internodium); langsommere for hvert alderstrinn til og med 3. internodium. Anslås middelkonsentrasjonen av sink i Sørfjordvann tentativt til 120-150 µg/l (Melhuus et al. 1978) fås anslagsvise opptaksrater for sink i størrelsesorden 0.006-0.015 µg Zn/g friskvekt/µg Zn/l/dag, økende fra eldre deler (2. internodium) til skuddspissene.

På grunnlag av ovenstående ble det konkludert med at både opptak og utskillelse av sink sannsynligvis var knyttet til stoffskiftet (Eide et al. 1980) videre ble det antydnet at utskillelsen av sink kunne være knyttet til ekskresjon av polyfenoler (Eide et al. op. cit.).

Også Pedersen (1985) fant ved forsøk over 30 dager med grisetang tendens til at opptaket gikk hurtigere i ettårig enn i toårig vev.

I korttidsforsøk (6 dager) med blæretang med høyt innhold av stabilt sink, fant Gutknecht (1963) liten utskillelse av radioaktivt sink. Utskillelsen var svakt større i lys enn i mørke. Med støtte i resultater fra forsøk med Ulva lactuca (sjøsalat) og Porphyra umbilicalis (fjærehinne), der forskjellen mellom lys og mørke-utskillelse var større, konkluderte Gutknecht tentativt med at utskillelsen også hos blæretang var en energiavhengig prosess.

I Steinhagen-Schneiders (1981) forsøk med vevsutsnitt av blæretang (vevsalder ikke angitt), ble sink bare tilsatt i kombinasjon med kadmium og/eller bly. Midlere opptakshastighet over 51 dager ved 50 µg Zn/l + 20 µg/l av kadmium og/eller bly lar seg imidlertid beregne til størrelsesordenen 0.02 µg Zn pr. g frisk alge pr. µg/l pr. dag.

I sine opptaksforsøk med sink og små blæretang (3 cm) konstaterte Bryan (1983) mindre enn proporsjonal økning i opptakshastigheten ved økning av sinkinnholdet i mediet fra ca 7 til ca 90 µg/l. At det ble en redusert konsentrasjonsfaktor innen dette intervallet, behøver ikke bety annet enn at det tar lengre tid å nå likevekt ved den høyeste av konsentrasjonene.

Laboratoriestudier av sinkopptak i unge planter av sagtang viste på det nærmeste irreversibelt opptak av radioaktivt sink ved 5-25 µg/l stabilt sink i vekstmediet (Young 1975). Metning ble ikke oppnådd på 140 dager, og utskillelsen av radioaktivt sink var minimal under de eksperimentelle betingelser. Young fant en opptaksrate i sagtang som var vesentlig høyere enn Skipnes et al. observerte i grisetang: nær 0.1 µg Zn pr. g friskvekt pr. µg Zn/l pr. dag.

Også i fingertare observerte Bryan (1969) manglende proporsjonalitet i sinkopptaket utenom ved lave konsentrasjoner (ca 2-20 µg/l). Ved 50 µg/l var konsentrasjonsfaktor (KF) fra 32 dagers forsøksperiode redusert til 50% og videre en suksessiv reduksjon ved 100, 250 og 500 µg/l (ca 1/4 av maks. KF). Sink-metning i algen ble imidlertid ikke oppnådd ved noen av sink-konsentrasjonene. På grunnlag av forsøksresultatene kunne Bryan regne seg til at utskillelsen av sink måtte ha vært ubetydelig, og konkluderte med at opptaket sannsynligvis var tilnærmet irreversibelt. Bryan (op.cit.) demonstrerte også at sinkopptaket var betydelig redusert i mørke (ca 35% jevnført med i lys), hvilket tyder på en energiavhengig prosess. I samme retning peker det at Zn-opptaket pr. flateenhet var noe større i vekstsonen enn i eldre vev.

Resultatene fra forsøkene til Gutknecht (1961) med Ulva lactuca (sjøsalat) er noe vanskelig å tolke, idet resultatene synes delvis motstridende. Korttidsopptak (12-24t) i henholdsvis lys og mørke ga ingen full avklaring om hvorvidt sinkopptak i Ulva var avhengig av fotosyntese, selv om tilsetning av fotosyntesehemmer også minsket sinkopptaket. Forfatteren kobler den stimulerende effekten av fotosyntese til registrert høyere opptak av sink ved økende pH (i intervallet pH 7-9). Døde celler opptok i starten mer sink enn levende, men nådde hurtigere et platå. Temperaturøkning fra 2 til 22°C ga markert stigning i sinkopptaket. Forfatteren konkluderer med at sinkopptaket i det vesentlige syntes å være en ionebytteprosess.

Senere korttidsforsøk av Gutknecht (1963) med Ulva, Porphyra umbilicalis (fjærehinne) og fingertare viste igjen en svakt stimulerende effekt av lys på sinkopptaket, som imidlertid syntes mer avhengig av pH (høyere ved pH 8,6 enn ved pH 7.3). Utskillelsesforsøk ga hurtigere tap av radioaktivt sink med lavere pH og høyere temperatur, og viste dessuten betydelig raskere utskillelse hos Ulva og Porphyra enn hos blæretang (Gutknecht 1963, 1965). Også lys syntes å stimulere utskillelsen av sink hos disse artene, men forskjellen fra mørke var liten. Sammen med registreringen av absorpsjon i døde cellevegger fra Ulva sås resultatene som en bekreftelse på at sinkopptak og -tap hos testalgene mest skyldtes fysikalske prosesser, og var uavhengig av stoffskiftet. Rice og Lapointe (1981) hevdet at hos Ulva fasciata

syntes sinkakkumulering å være avhengig av tilgang på nitrogenholdige kompleksdannere (proteiner inne i cellene), og at syntese av slike stoffer kunne ligge under det forhold at sinkopptaket ble stimulert av lys, slik Gutknecht (1961, 1963) hadde observert.

Gutknechts antagelse om ionebytte som dominerende prosess stemmer dårlig med andre observasjoner av sinkomsetningen hos større brunalger (dessuten med hans egen registrering av langsom sinkutskillelse hos blæretang). En mulig forklaring kan ligge i forsøkene korte varighet. Observasjonene til Skipnes et al. (1975) sannsynliggjør også at alginater og andre ionebytte-substanser spiller en rolle, men vesentlig i starten og som ionebuffer. Hvorvidt absorpsjons- og lagringsmekanismene i Porphyra og Ulva er annerledes enn i tangartene, må senere undersøkelser avklare. Men indikasjonene fra feltobserverte konsentrasjonsfaktorer tyder ikke på noen vesensforskjell ved moderat sinkinnhold i vannet (kfr. tabell A31, Preston et al. 1972, Hägerhäll 1973.).

Mundas (1979) forsøk med Fucus virsoides og Enteromorpha prolifera viste at sinkopptaket foregikk hurtigere ved høy temperatur enn lav (20°C mot 10/5°C. Temperaturutslaget var imidlertid noe forskjellig for de to artene.

#### 6.2.2 Kadmium

I grisetang har opptak og utskillelse av kadmium vist betydelig grad av likhet med sink, dvs relativt raskt opptak og utskillelse om sommeren, langsommere utskillelse om vinteren og hurtigere konsentrasjonsendring i de yngre jevnført med eldre deler av plantene (Myklestad et al. 1978, 1979, Eide et al. 1980). Ved laboratorieeksperimenter fant også Pedersen (1985) hurtigst opptak i 1-årig sammenlignet med 2-årig vev. Ca. opptaksrate lar seg som for sink anslå ut fra konsentrasjonsdata i Melhuus et al. (1978) til  $\sim 0.004-0.015 \mu\text{g/g} \cdot \mu\text{g/l} \cdot \text{dag}$ , noenlunde jevnt avtagende fra spiss til 2. internodium.

I Bryans (1983) forsøk med opptak av diverse metaller i blæretang viste kadmium i likhet med sink (motsatt kobber og sølv) mindre enn proporsjonal økning i opptakshastigheten ved 10-dobling av mediets metallinnhold (for kadmium fra ca 0.4 til 4.5  $\mu\text{g/l}$ ). Forlengelse av forsøkestiden fra 16 til 32 dager utjevnet imidlertid forskjellen i konsentrasjonsfaktor. Likevekten

synes mao. å nås langsommere ved høy enn lav konsentrasjon. Som det fremgår av ovenstående, varierte opptakshastigheten noe med forsøksbetingelser og varighet, men var i størrelsesorden 0.2-0.5  $\mu\text{g/g}$  friskvekt  $\cdot \mu\text{g/l} \cdot \text{dag}$ .

Steinhagen-Schneiders (1981) forsøk med blæretang over relativt lang tid (51 dager) tydet på at kadmium (10  $\mu\text{g/l}$ ) ble tatt opp 20-25% hurtigere ved en saltholdighet på 10 ‰ enn ved 20 ‰ S. Akkumuleringen var større ved 15 enn ved 5°C. Når kadmium og sink var tilsatt samtidig i mediet (h.h.v. 10 og 50  $\mu\text{g/l}$ ) var den spesifikke opptaksraten omtrent lik for de to metaller (svakt høyere for kadmium): ca 0.05-0.1  $\mu\text{g}$  pr. g friskvekt pr. dag pr.  $\mu\text{g/l}$ . Som man ser er dette vesentlig langsommere enn observert av Bryan (1983). En mulig forklaring ligger i forskjell i opptaksobjektene alder (helt unge planter hos Bryan, vevsutsnitt fra voksne alger hos Steinhagen-Schneider).

Eksperimentene til Markham et al. (1980a) med små Laminaria saccharina (sukkertare) viste en 6 dagers konsentrasjonsfaktor som var omtrent konstant (proporsjonal opptaksrate) i intervallet 0.2-1.0 mg Cd/l, men som så avtok med økende kadmiuminnhold i vekstmediet. Likevektskonsentrasjon ble ikke oppnådd i løpet av forsøks tiden ved så høy konsentrasjon som 0.75 mg/l. Mer kadmium ble tatt opp i de langsamst voksende deler (stipes (stilk) og mot spissen av lamina ("bladet") enn i vekstsonen. Opptakshastigheten pr.  $\mu\text{g Cd/l}$  i mediet var mindre enn 0.01  $\mu\text{g/g}$  friskvekt pr. dag. Det var ingen indikasjoner på at kadmium ble skilt ut, men dette trenger nærmere undersøkelse etter forfatterens vurdering (Markham et al. 1980a).

Ved tilsvarende forsøk med sjøsalat var den maksimale midlere opptaksraten over 6 dager ca 0.004  $\mu\text{g/g alge/dag}/\mu\text{g/l}$  og avtok markert ved høyere konsentrasjoner enn 0.3 mg/l (Markham et al. 1980b). Som man ser var dette tydelig lavere enn hos fingertare. Ved overføring av kadmiumkontaminerte planter til rent vann ble metallet skilt ut, mest fra vevet med høyest kadmiuminnhold.

Resultater av forsøk med opptak av radioaktivt kadmium i Porphyra umbilicalis (McLean og Williamson 1977) tydet på at lys var nødvendig for vedvarende assimilasjon, idet mørkeopptaket var ubetydelig. Ved forandring fra lys til mørke fortsatte imidlertid opptaket med samme hastighet i et par døgn før

det opphørte. Tilsetning av proteinsyntesehemmende stoff bevirket hurtigere stopp i kadmiumopptaket (innen mindre enn 1 døgn). Forfatterne konkluderte med at opptaket berodde på en energikrevende prosess, med sannsynlig kobling til proteinsyntesen. Metning i kadmiumopptaket ble ikke oppnådd i løpet av 600 timers forsøksperiode. En pH-effekt på opptaket (ikke nærmere omtalt) ble ansett å være et resultat av pH's innflytelse på veksten, ikke på fysikalske/kjemiske opptaksbetingelser som antatt av Gutknecht (1961,1963) for sinkopptak i samme art.

Bohn (1979) tolket sine feltobservasjoner av høyest konsentrasjon av kadmium i skuddspissene og lavest i vev av midlere alder hos gjelvtang som et indirekte vitnesbyrd om delvis reversibelt opptak.

### 6.2.3 Bly

I motsetning til sink og kadmium var det tydelig opptak av bly om vinteren i grisetang flyttet fra en ubelastet lokalitet til den forurensede Sørfjorden (Eide et al. 1980). Men også for blys vedkommende var opptakshastigheten raskere om sommeren enn vinteren. Konsentrasjonsforskjellen mellom overførte og lokale planter med høyt metallinnhold synes å ha blitt relativt hurtigere utjevnet for bly enn sink og kadmium også i sommermånedene. På bakgrunn av opplysningene i Melhuus et al. (1978) om blykonsentrasjoner i vannet (5-10 µg/l) kan opptaksraten helt anslagsvis beregnes til 0.005-0.01 µg/g·µg/l·dag; avtagende fra 1. til 3. internodium.

I transplantasjonsforsøkene til Grimnes (1982) viste bly meget hurtig opptak i grisetang, idet en konsentrasjonsforskjell på 10-12 mg/kg tørrvekt i et tilfelle ble utjevnet på 10 dager (i august). I et forsøk over lengre tid hadde det både i yngre og eldre deler funnet sted en konsentrasjonsøkning på omkring 30 mg/kg tørrvekt i løpet av 2 måneder (august-oktober). Dette gir en størrelsesorden høyere opptakshastighet (~0.04-0.1 µg/g·µg/l·dag) enn ovenfor anslått ut fra Sørfjorddata. I korttidsforsøket over 10 dager gikk opptaket like hurtig i døde som levende alger (Grimnes 1982).

På samme måte som for kadmium (og i mindre grad sink) ble bly tatt hurtigere opp i ettårig som toårig vev av grisetang i forsøkene til Pedersen (1985).

Ved forsøkene til Steinhagen-Schneider (1981) med blæretang ble det over en 51 dagers periode konstatert svakt lavere opptaksrate for bly jevnført med sink og kadmium - ca  $0.06 \mu\text{g/g} \cdot \mu\text{g/l} \cdot \text{dag}$  ved  $10 \mu\text{g/l}$  mot ca 0.08 for begge de to øvrige. Hastigheten i blyopptaket var imidlertid ca 50% hurtigere ved korttidsforsøk (6 d.) enn langtidseksperimentet, mens sink og kadmiums opptaksrate ikke var høyere ved kortere forsøksstid.

I Bryans (1983) undersøkelser med samme art viste bly bare svakt høyere maksimal opptakshastighet enn sink og kadmium (16 dagers forsøksperiode, ca 0.7 og ca  $8 \mu\text{g Pb/l}$ ). Men i motsetning til disse sank ikke opptakshastigheten vesentlig ved den høyeste av testkonsentrasjonene.

#### 6.2.4 Øvrige metaller

Transplantasjonsforsøkene med grisetang til og fra Sørfjordlokalteter omfattet også observasjoner av kvikksølv (Myklestad et al. 1978, 1979, Eide et al. 1980). I likhet med sink, kadmium og bly var det hurtigst opptak om sommeren, men kvikksølv syntes også i noen grad å bli tatt opp om vinteren (i likhet med bly). I de tidligere nevnte opptaksforsøk over 30 dager med grisetang (Pedersen 1985) var det betydelig hurtigere kvikksølvakkumulering i ungt vev (ca 1 år) sammenlignet med omkring 2 år gamle planteavsnitt.

Methylkvikksølv ble tatt opp vesentlig hurtigere i levende enn døde eksemplarer av grønnalgen Cladophora glomerata (Burkett 1975). Utskillelsen gikk svært langsomt, antatt som følge av binding til proteiners sulfhydrylgrupper.

Undersøkelsene til Grimnes (1982) viste at bly sto i en særstilling m.h.t. hurtig opptak og utskillelse fra grisetang sammenlignet med nikkel, kobolt og kobber. Opptaket av nikkel skjedde hurtigere enn av kobber og kobolt, der det tok flere måneder for flyttede eksemplarer å nå samme konsentrasjon som i lokale, forurensede planter. Opptaket syntes særlig langsomt for kobolts del. Mens korttidsforsøk viste like hurtig blyopptak i døde som levende planter, syntes akkumuleringen av nikkel stoffskifteavhengig. Forsøksvarigheten var for kort til å registrere eventuelle vesentlige forskjeller i opptak av kobber og kobolt i levende og døde alger.

Utskillelsen av nikkel, kobber og kobolt fra levende planter gikk også hurtigst for nikkels vedkommende, men ikke så fort som tapet av bly. Fra døde planter var det et hurtig tap av alle fire metaller, men ikke alt ble frigjort.

I følge Grimnes (1982) kunne enkelte forandringer i fordelingen av nikkel hos transplanterte planter tyde på intern transport av nikkel mellom ulike deler av grisetangen (transport til formeringsorganer?)

I henhold til resultatene fra forsøkene til Bryan (1983) med blæretang ble sølv akkumulert noe raskere enn kobber. Begge viste imidlertid svakt lavere opptaksrate enn det maksimalt observerte for sink, kadmium og bly. Midlere hastighet over 16 dager var proporsjonal i konsentrasjonsintervallene 0.4-4.0 µg/l (sølv) og ca 0.8-8.0 µg/l (kobber).

I motsetning til det tilsynelatende irreversible sinkopptaket i sagtang, ble ca 25% av akkumulert radioaktivt jern skilt ut i løpet av en 100-dagers periode (Young 1975). Manley (1984) observerte at assimilasjon av jern i den store brunalgen Macrocystis var energiavhengig, men at det ikke var påkrevet med lys. Manley observerte også transport av jern i denne algens silvev.

På samme vis fant Penot og Videau (1974) at opptaket av molybden i finger-tare var avhengig av stoffskiftet, men ikke av lys. Penot og Penot (1977) hevdet at den interne transport av molybden (og andre stoffer) i grisetang var eget for denne arten. (Kfr. Grimnes' (1982) funn av indikasjoner på nikkeltransport i denne algen.)

I likhet med for sink fant Rice og Lapointe (1981) at jernopptaket i Ulva fasciata ble influert av innholdet av nitrogenholdige organiske forbindelser. Forfatterne hevdet også at akkumulering av mangan, og muligens andre metaller, for en betydelig dels vedkommende kunne skyldes utfelling av hydroksyder på algeoverflaten ved det kjemiske mikroklima som aktiv fotosyntese skaper (bl.a. høy oksygenkonsentrasjon).

### 6.2.5 Beskyttelsesmekanismer

Spørsmålet om beskyttelse mot virkning av metaller har ikke vært studert hos større alger brukt som indikator på omgivelsenes metallnivå, men temaet er inkludert fordi irreversibel binding av metaller er aktuelt både i forbindelse med algers indikatorbruk og som nøytralisering av potensiell giftvirkning.

I prinsippet kan algene bli vernet mot skade av de giftigste tungmetallene (spesielt kobber) på i hovedsaken to måter:

- Irreversibel binding utenfor eller også inne i cellene
- Endringer i cellemembranene som bevirker mindre grad av gjennomtrengelighet, mao. delvis utestengning fra å interferere med celledrift.

Også utskillelse av metallbindende stoffer har vært foreslått som mulig beskyttelsesmåte.

Foster (1970) påviste at en kobbertolerant stamme av Chlorella bare tok opp 10-20% av kobbermengden som ble absorbert av en ikke-tolerant stamme, mens forholdet mellom vekst og opptak var likt (mao. samme grad av ømfintlighet overfor det som var tatt opp i cellene). Dette ble tolket dit hen at det var en utestengningsmekanisme som forårsaket høyere toleranse.

I en viss motsetning til dette fant Hall et al. (1979) vekst hos en tolerant stamme av den trådformede brunalgen Ectocarpus siliculosus ved et kobberinnhold som hindret vekst hos en ikke-tolerant form. På tross av disse indikasjonene på en intracellulær beskyttelsesmekanisme, konkluderte forfatterne med utestengning som sannsynlig hovedårsak til økt kobbertoleranse. Forøvrig fant Hall et al. ikke noe høyere ekskresjon av organisk stoff fra tolerante Ectocarpus, og dette materialet virket heller ikke beskyttende ved giftighetstester med ikke-tolerante raser.

Konklusjonen om utestengningsmekanisme ble støttet av senere observasjoner av kobbertoleranse hos Ectocarpus (Hall 1981), idet ikke-tolerante alger ved alle kobberkonsentrasjoner i mediet hadde høyest kobberinnhold. Ved de høyeste konsentrasjoner av kobber i vannet, inntraff likevektskonsentrasjon

bare i den tolerante stammen. Det var også forskjeller mht. tap av kaliumioner ved kobberstress. Tilsynelatende større grad av irreversibel binding hos tolerante Ectocarpus tydet imidlertid på at ikke bare minsket gjennomtrengelighet, men også immobilisering av kobberet (eventuelt inne i cellene) kunne ha betydning.

Hos tolerante og ikke-tolerante stammer av tarmgrønskearten Enteromorpha compressa ble det tilsynelatende ikke funnet noen forskjell i akkumulering av kobber (Reed og Moffat 1983), men hvis det ble tatt hensyn bare til opp-taket i levende celler (høyere andel døde celler i ømfintlig stamme), var likevel en utestengningsmekanisme (motsatt intracellulær avgiftning) mulig. Foreløpige resultater tydet på at mye av kobberet var lagret i celleveggen.

Jensen et al (1982) antydte at polyfosfatlegemer, som ble påvist å inneholde flere metaller hos en art av blågrønnalgeslekten Plectonema, kunne ha en dobbeltrolle, dels som lager for essensielle spormetaller, dels bindingssted for metaller med potensiell skadevirkning.

Silverberg (1975) fant hos ferskvannsalgen Stigeoclonium tenue eksempel på en annen mulig avgiftningsmekanisme (her for bly): Frakt ved pinocytose (avsnøring fra plasmalemma) til lager i sentral vakuole.

Også emnet i kap. 6.3 - bindingsstoffer og lagringssteder - har en viss relevans for spørsmålet om beskyttelsesmekanismer.

#### 6.2.6 Konkurransen om opptak?

Så langt synes observasjonene til Bryan (1969, 1983) i henholdsvis fingertare og blæretang å være de best dokumenterte tilfeller av mulig hemmet opptak av et metall ved tilstedeværelse av andre.

I biter av fingertare ble det registrert redusert opptak av sink (ca 6 µg/l) ved såvidt beskjedne konsentrasjoner av mangan, kadmium og kobber som 20-50 µg/l. Effekten av de to førstnevnte metaller syntes å være reversibel, idet opptakshastigheten av sink steg igjen ved skifte til medium uten tilsetning av kadmium eller mangan. Dette var ikke eller bare i mindre grad tilfelle etter eksponering for høy kobberkonsentrasjon. Bryan (1969)

konkludere med at det ved tilførsel av mangan og kadmium og lave konsentrasjoner av kobber syntes å være konkurranse om opptak. Ved høyere kobberkonsentrasjoner ( $> 50 \mu\text{g/l}$ ) kom det en tilleggseffekt ved at kobber reduserte veksten og i mer eller mindre grad skadet eller drepte cellene.

I forsøkene med unge blæretang (3 cm) ble opptaket av kadmium (4-5  $\mu\text{g/l}$ ) redusert ved økning av sinkkonsentrasjonen i mediet fra 1 til nær 100  $\mu\text{g/l}$  (Bryan 1983). I dette arbeidet blir det også henvist til feltobservasjoner av delvis blokkert kadmiumopptak ved høy konsentrasjon av sink (og dessuten mer kobber). I mulig motsetning til dette står registreringer i blæretang fra Sørfjorden av samtidig ekstremt høyt innhold av både kadmium, bly og særlig sink (Melhuus et al 1978, Knutzen 1983). Sinkkonsentrasjonen i Sørfjordtangen synes alene opp mot dobbelt så høy som det sammenlagte innhold av kobber og sink i blæretang fra det estuaret der kadmiumopptaket ble antatt å være delvis blokkert. (Da Bryan (1983) ikke angir noen konsentrasjoner, er denne jevnføringen basert på data fra Bryan og Hummerstone (1973)).

I samsvar med Bryans resultater mente også Steinhagen-Schneider (1981) å ha observert konkurranse mellom kadmium (10  $\mu\text{g/l}$ ) og sink (50  $\mu\text{g/l}$ ) om bindingssteder i blæretang, men utslagene var små og delvis usikre når også bly var med (10  $\mu\text{g/l}$ ) ved siden av de to andre metallene.

Øvrige indikasjoner på konkurranse er sparsomme. Foster (1976) antok at et tilfelle av manglende økt konsentrasjon av mangan i blæretang ved høyere manganinnhold i vannet kunne skyldes konkurranse med sink og kobber. Imidlertid var det registrerte innholdet av sink og kobber i tangen langt fra det maksimale nivå.

Luoma (1983) påpeker at bindingskapasiteten sannsynligvis bør være nær maksimalt utnyttet før konkurranse skulle gjøre seg særlig gjeldende. Foruten endelige bindingssteder kan konkurransen gå på kapasiteten til bæremolekyler for transport gjennom cellemembranen. (Kfr. f.eks. Strømgren (1980), som fremkaster dette som mulig forklaring på at høye sinkkonsentrasjoner (2-4 mg/l) hemmer giftvirkningen av kobber og kvikksølv på grisetang).

### 6.3 Bindingssteder og -stoffer

Opptaksmekanismer og bindingssteder for innskuddsmetaller synes å være et felt som fremdeles er preget vel så mye av motstridende spekulasjoner enn sikre data. Stikkord i denne forbindelse er:

- adsorpsjon til algenes overflate og cellevegg (Bryan og Hummerstone 1973, Hodge et al. 1979, Crist et al. 1981, Boney og Venn 1982), eventuelt innleiring i slimskjeder (Lawton et al. 1980).
- jonebytte og i det vesentlige (?) reversibel binding til polysakkarider i cellevegger og intercellularsubstans (Gutknecht 1961, 1963, 1965, Pedersén et al. 1981, Grimnes 1982, Lignell et al. 1982, Reed og Moffat 1983).
- diffusjon med eller uten hjelp av bæremolekyler gjennom cellemembranen (Bryan 1976, Luoma 1983), med påfølgende tilnærmet irreversibel binding til proteiner i cytoplasma (Bryan 1969, Burkett 1975, Khristoforova et al. 1976) eller assosiasjon med polyfenoler (brunalgefysoder, Skipnes et al. 1975, Lignell et al. 1982). Inne i cellene kan metallene også være innesluttet i vakuoler (Silverberg 1975), knyttet til polyfosfatlegemer (Daniel og Chamerlain 1981, Jensen et al. 1982) kjernen (Mc Lean og Williamson 1977), mitochondrier eller utfelt i metallrike kornstrukturer (se Pedersén et al. 1981 med referanser).

De delvis ulike teoriene om opptaksmekanismer og lagringssteder behøver ikke nødvendigvis utelukke hverandre. Det er rimelig å vente variasjon mellom algeklassene og med hvilke metaller det dreier seg om. Forholdet vil sannsynligvis også variere med det fysiske/kjemiske mikroklimaet utenpå og inni algene (f.eks. pH-variasjoner forårsaket av fotosyntese og ånding). Slike variasjoner kan tenkes å ligge under tilsynelatende motstridende observasjoner. Det synes derfor viktig at eksperimentelle undersøkelser også omfatter forsøk ved simulerte naturlige betingelser. Dette vil være nødvendig for å kunne tolke felldata og utnytte algenes indikatorpotensiale best mulig.

I det følgende refereres i noe mer detalj observasjoner vedrørende stoffgruppene polysakkarider, proteiner og fenoler.

### 6.3.1 Polysakkarider

Polysakkaridene er primært knyttet til cellevegg og intercellularsubstansen. Det finnes en rekke ulike typer, som er mer eller mindre godt karakterisert i kjemisk henseende (Mackie og Preston 1974).

I brunalger dominerer alginater: polymere av saltene til guluronsyre (lite løselig) og mannuronsyre. Mengdeforholdet mellom disse er artsavhengig (Haug 1961, Haug og Smidsrød 1970) og varierer dessuten med vevstype og alder (Myklestad og Haug 1981). Aniongruppene i alginat er karboksyl. Et annet utbredt polysakkarid er fucoidan med sulfaterte aniongrupper (Haug og Smidsrød 1970). *Ascophyllum* har en blanding av karboksyl- og sulfatgrupper (Haug og Smidsrød op.cit.).

Innholdet av polyaniongrupper i brunalger angis av Myklestad og Haug (1981) til ca. 1.8-2.5 mekv. pr. gram tørrstoff.

Rødalgenes polysakkarider er for det meste galaktaner (polymere av galaktose), alle med sulfaterte aniongrupper. De mest kjente eksempler er agar og karragenin (dessuten furcellaran osv.).

I grønnalger finnes en rekke komplekse polysakkarider - polyuronider med ulike grunnenheter: rhamnose, xylose, glukuronsyre o.a.

Affiniteten eller bindingstilbøyeligheten av disse stoffer til metaller er testet for en del av brunalgenes og rødalgenes polysakkarider, og man har bestemt affinitetsrekkefølgen for de vanligste toverdige metalljoner. Eksempler på slike observasjoner er vist i tabell 3.

Bly ses å ha størst affinitet til de undersøkte stoffer, mens mangan har vist generelt lav affinitet. Videre ses at mens kobber later til å ha relativt høy affinitet til alginat, er bindingstilbøyeligheten lavest blant samtlige observerte metaller versus karragenin og middels overfor fucoidan. Nest bly er det kadmium som generelt har vist høy bindingstilbøyelighet, og skiller seg i så henseende fra sink.

Det understrekes at forskningen på dette felt foreløpig har gitt mest relative data. Fra disse kan det ikke trekkes slutninger om kvantitative forhold, f.eks. om opptakshastigheter og metningskonsentrasjoner ved samtidig tilstedeværelse av flere metaller.

Tabell 3. Affinitetsrekkefølge (fallende tiltrekningsgrad) for toverdige metaller overfor forskjellige polysakkarider. De gjengitte affinitetsrekker er delvis laget for denne tabell, ut fra opplysninger i de refererte arbeider.  
>> markerer relativt stor forskjell.

Polysakkarid	Affinitetsrekker	Referanser
Alginat, Lam. dig.	Pb >>Cu>Cd>Ba>Sr>Ca>Co>Ni>Zn>Mn,Mg	Haug 1961
Alginat, Lam. hyp.	Pb>>Cu>>Ba>Sr>Cd>Ca>>Co>Zn,Ni>>Mn,Mg	" "
92 % guluronsyre	Pb>>Cu>Ba>Sr>>Ca>Cd>>Zn>Ni,Mg,Co,Mn	Haug og Smidsrød 1970
92 % mannuronsyre	Pb>>Cu>Cd>Ba>Ni>Sr,Ca>Mg>Zn,Co,Mn	" " "
Karragenin	Pb>Ba>Sr>Zn>Cd>Co>Mn>Fe>Ca>Ni>Mg>Cr>Hg>Cu	Paskins-Hurlburt et al. 1976 Tanaka et al. 1981
Fukoidan (fra grisetang)	Pb>Ba>Cd>Sr>Cu>Fe>Co>Zn>Mg>Mn>Cr>Ni>Hg>Ca	Paskins-Hurlburt et al. 1978, Tanaka et al. 1981

Affinitetsrekkefølgen i tabell 3 må heller ikke oppfattes som endelig fastslått. For det første kan det ofte være små forskjeller mellom "nabometaller" (se f.eks. Haug og Smidsrød 1970). Dernest er det tilfeller av manglende samsvar mellom resultatene hos ulike forfattere. Mens Haug og Smidsrød (1970) har funnet liten forskjell mellom kobbers og kobolts affinitet til fucoidan og karragenin, angir Paskins og Hurlburt et al. (1976) og Tanaka et al. (1981) betydelig forskjell mellom de to i relasjon til karragenin (se tabell 3). Videre fant Veroy et al. (1980) liten forskjell i bly og kadmiums affinitet til karragenin, i en viss motsetning til det som ble observert av Paskins-Hurlburt et al. (1976)- se tabell 3.

Det er verd å være oppmerksom på at mengdeforholdet mellom ulike polysakkarider veksler innen samme art. F.eks. øker innholdet av guluronsyre i grisetang med økende vevsalder, og det samme gjelder andelen sulfaterte polymere i denne algen (Myklestad og Haug 1981).

Det synes foreløpig bare i begrenset grad mulig å knytte informasjon om affinitetsrekkefølger til observasjoner av opptak og utskillelse. Det mest konkrete man kan peke på er at bly høye affinitet til disse jonebyttesubstansene stemmer med at dette metallet både tas opp og skilles ut hurtig (Eide et al. 1980, Grimnes 1982). Binding til polysakkarider i celleveggen og intercellularrom stemmer også med at bly ble skilt ut like fort fra levende som døde grisetang, med andre ord liten grad av binding inne i cellene (Grimnes 1982).

### 6.3.2 Fenoler

Brunalgenes fenoler er en blanding av lavmolekylære polyfenyler og polyfenylestere (Zavodnik og Jensen 1981), og er vesentlig konsentrert i mørkebrune dannelser - fysoder - inne i cellene.

Affinitetsrekkefølgen for polyfenoler fra griselang og blæretang ble bestemt av Ragan et al. (1979) med mangan som referansemetall:

Griselang: Cu>>Pb>>Be>Ni>Co>Zn>Cd>Mn>Ca>Mg>Sr

Blæretang: Cu>Pb>>Ni>Zn>Co>Cd>Mn>Ca>Mg>Sr>Be

Bortsett fra den markerte forskjellen med hensyn til berylliums plassering, har de to arters polyfenoler temmelig like affinitetsrekker. For begge var bindingstilbøyeligheten for kobber og bly omkring 10-100 ganger større enn de øvrige metaller.

Affinitetsrekkefølgen hos polyfenolene ligner alginatenes i det forhold at kobber og bly viser tydelig størst affinitet (tabell 3), men den relative forskjellen til de øvrige metaller er enda mer markert hos polyfenolene (kfr. selektivitetskoeffisientene hos Haug og Smidsrød 1970). Ellers viser nikkel større relativ bindingstilbøyelighet overfor polyfenoler enn overfor alginatene (kfr. nikkels plassering i tabell 3). Luoma et al. (1982) påpeker at kobber og bly, som viste størst affinitet til polyfenoler, også var de to metaller der det var høyest korrelasjon mellom innhold i alger og sedimenter.

Hvis metallene i stor grad er bundet til fenoler, kan utskillelsen av metaller i hvert fall delvis finne sted samtidig med ekskresjon av fenoler. Ragan et al. 1979 konstaterte slik utskillelse hos brunalger i vekst. Hos en art av brunalgeslekten *Cystoseira* er det observert at innholdet i de fenolrike fyso-dene kan transporteres gjennom celleveggene (Pellegrini 1980). Zavodnik og Jensen (1981) observerte en svak (usikker?) tendens til minkende fenolinnhold i griselang fra januar til mai.

Pedersen (1984) observerte økt fenolinnhold med stigende vevsalder hos griselang (50-100 % høyere i 3 års enn 1 års vev), dertil med økende saltholdighet hos både denne arten og blæretang (omkring 100 % økning fra 15 til 30 ‰ S).

Derimot fant Pedersen (op.cit.) stort sett synkende innhold av metaller med høyere fenolinnhold. Dette gjaldt bly, kadmium, sink og nikkel i begge algene; i blæretang også for bly og kvikksølv. Tross denne negative sammenheng, hadde imidlertid blæretang, som hadde høyere innhold av fenol enn grisetang, også det høyeste innholdet av både bly, kadmium, nikkel og sink.

I likhet med for polysakkaridene er konklusjonen at det foreløpig er en uoppklart forbindelse mellom data over forholdet mellom metaller og fenoler og informasjonen om opptak/utskillelse og naturbetingede variasjoner. Dette kan f.eks. illustreres ved at Grimnes (1982) fant stor grad av samsvar mellom kobbers og kobolts opptaks- og utskillelsegenskaper, mens det i henhold til Ragan er vesentlig forskjell i de to metallers affinitet til fenoler.

### 6.3.3. Proteiner

På grunnlag av sine observasjoner av tilsynelatende irreversibelt opptak av sink i *Laminaria digitata*, og dessuten hurtig frigivelse når cellemembranene var ødelagt og gjennomtrengelig, fremmet Bryan (1969) en hypotese om binding av sink inne i cellene, antydningvis til vannløselige proteiner.

Khristoforova et al. (1976) synes å være de eneste som har påvist en direkte tilknytning mellom metaller og proteiner i marine benthosalger. Disse forfattere fant en del av metallinnholdet i proteinekstrakt fra rødalgene *Rhodomela larix*, *Polysiphonia japonica*, *Ptilota filicina* og brunalgen *Agarum cribrosum*. Det ble også hevdet at for sinks vedkommende utgjorde denne fraksjonen mer enn halvparten av totalinnholdet, men dette synes å trenge etterprøving da det angitte totalinnholdet av sink i f.eks. *Agarum* er bemerkelsesverdig lavt (~ 10 mg/kg tørrvekt). For kobber, jern, mangan, nikkel og krom var andelen lavere, men her kan mulig feilbestemmelse av totalinnholdet (nikkel og krom) ha gitt utslag motsatt det som gjelder sink.

I arbeidet til Khristoforova et al. (1976) refereres det også til en rekkefølge med hensyn til organometallkompleksers stabilitet (fra høy til lav): Zn>Cu>Ni>Co>Fe>Mn. Imidlertid sies det intet om hvilke typer av organiske forbindelser rekkefølgen gjelder.

I sine observasjoner av metallers affinitet til celleveggen av gulgrønnalgeslakten *Vaucheria* fant Crist et al. (1981) følgende affinitetsrekkefølge: Cu>Sr>Zn>Mg>Na. I denne forbindelse antas kobber for det meste kovalent bundet til proteiners amino- og karbonylgrupper.

Av disse sparsomme opplysninger ses at i like høy grad som for polysakkarider og fenoler er temaet proteiner/metaller/indikatoralger å betrakte som i stor grad utforsket.

7. LITTERATUR

- Abu-Hilal, A.H., og J.P. Riley, 1981. The spectrophotometric determination of antimony in water, effluents, marine plants and silicates. *Analytica chim. Acta.* 131: 175-186.
- Agadi, V.V., N.B. Bhosle og A.G. Untawale, 1978. Metal concentrations of some seaweeds of Goa (India) *Bot. Mar.* XXI: 247-250.
- Anderson, O.M. og F.M.M. Morel, 1982. The influence of aqueous iron chemistry on the uptake of iron by the coastal diatoms *Thalassiosira weissflogii*. *Limnol. Oceanogr.* 27(5):789-813.
- As, van D., H.O. Fourie, og C.M. Vleggaar, 1975. Trace element concentrations in marine organisms from the Cape West Coast. *South African J. Sci.* 71: 151-154.
- Augier, H., G. Gilles og G. Ramonda, 1978. Contribution à l'étude de la teneur en mercure du thalle d'une préparation commerciale a usage agricole de l'algue brune *Ascophyllum nodosum* (Linnè) le Jolis exploitée en Bretagne. *Bot. Mar.* XXI: 413-416.
- Aulio, K., 1983. Heavy metals in the green alga *Cladophora glomerata* as related to shore types in the Archipelago Sea, SW Finland. *Mar. Poll. Bull.* 14: 347-348.
- Baardseth, E., 1970. Seasonal variation in *Ascophyllum nodosum* (L) Le Jol. in the Trondheimsfjord with respect to the absolute live and dry weight and the relative contents of dry matter, ash and fruit bodies. *Bot. Mar.* XIII: 13-22.
- Black, W.A.P., og R.L. Mitchell, 1952. Trace elements in the common brown algae and in seawater. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 30: 575-584.
- Bohn, A., 1975. Arsenic in marine organisms from West Greenland, *Mar. Poll. Bull.* 6(6): 87-89.
- Bohn, A., 1979. Trace metals in furoid algae and purple sea urchins near a high Arctic lead/zinc ore deposit. *Mar. Poll. Bull.* 10: 325-372.
- Boney, A.D., og T. Venn, 1982. Ferric oxide incrustations on cell walls of the green alga *Cladophora rupestris* growing near an iron ore unloading terminal (Firth of Clyde). *Chem. Ecol.*, 1, 145-152.

- Bryan, G.W., 1969. The absorption of zinc and other metals by the brown seaweed Laminaria digitata. J.mar.biol.Ass. UK: 49:225-43.
- Bryan, G.W., 1971. The effects of metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. Proc. Roy. Soc. Lond. Ser. B 177:389-410.
- Bryan, G.W., 1983. Brown seaweed, Fucus vesiculosus, and the gastropod, Littorina littoralis as indicators of trace-metal availability in estuaries. Sci.Total Environ., 28, 91-104.
- Bryan, G.W., og L.G. Hummerstone, 1973. Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaries in South-West England. J. mar.biol.Ass. UK. 53: 705-20.
- Bryan, G.W., og L.G. Hummerstone, 1977. Indicators of heavy-metal contamination in the Looe Estuary (Cornwall) with particular regard to silver and lead. J.mar.biol.Ass. UK. 57:75-92.
- Burkett, R.D., 1975. Uptake and release of methyl-mercury-203 by Cladophora glomerata. J. Phycol. 11: 55-59.
- Burton, K.W., E. Morgan og A.T. Williams, 1983. Trace heavy metals in Fucus and P.vulgata along the Glamorgan Heritage Coast, South Wales. Wat.Air Soil Pollut. 19: 377-388.
- Butterworth, J., P. Lester, and G. Nickless, 1972. Distribution of heavy metals in the Severn estuary. Mar. Poll. Bull. 3: 72-74.
- Chambers, R.G., J.P.C. Harding og R.F. Prigg, 1982. Survey of metals in Enteromorpha from the N.W.W.A. coastline September 1981. North West Water (Rivers Division) TS/BS/82-2.
- Crist, R.H., K. Oberholser, N. Shank og M. Nguyen, 1981. Nature of bonding between metallic ions and algae cell walls. Environ. Sci. Technol. 15(10): 1212-1217.
- Culkin, F. og J.P. Riley, 1958. The occurrence of Gallium in marine organisms. J.mar.biol.Ass. U.K. 37:607-615.
- Cullinane, J.P. og P.M. Whelan, 1982. Copper, cadmium and zinc in seaweeds from the south coast of Ireland. Mar. Poll. Bull. 13: 205-208.

- Dahlgaard, H., 1981. Bioindicators for monitoring radioactive pollution of the marine environment. Experiments on the feasibility of Mytilus as a bioindicator in estuarine environments - with some comparisons with Fucus. Risø National Lab. Denmark. Rep. R-443.
- Daniel, G.F. og A.H.L. Chamberlain, 1981. Copper immobilization in fouling diatoms. Bot.Mar. XXIV: 229-243.
- Dutton, J.W.R., D.F. Jefferies, A.R. Folkard, og P.G.W. Jones, 1973. Trace metals in the North Sea. Mar. Poll. Bull. 4(1):135-138.
- Eide, I., S. Myklestad og S. Melsom, 1980. Long-term uptake and release of heavy metals by Ascophyllum nodosum (L) Le Jol. (Phaeophyceae) in situ. Environ. Pollut., Ser. A., 23:19-28.
- Eisler, R., 1981. Trace metal concentrations in marine organisms. Pergamon Press, New York, etc. 685 s.
- Engel, D.W., W.E. Sunda og B.A. Fowler, 1981. Factors affecting trace metal uptake and toxicity to estuarine organisms. I. Environmental parameters. S. 127-144 i (F.J.Vernberg, A. Calabrese, F.P. Thurberg og W.B. Vernberg (red.): Biological monitoring of marine pollutants. Academic Press. 559 s.
- FAO, 1976. Manual of methods in aquatic environmental research. Part 2. Guidelines for the use of biological accumulators in marine pollution monitoring. FAO Fisheries Tech. Paper No 150 FIRI/T 150. Roma, 76 s.
- Foster, P.L., 1970. Copper exclusion as a mechanism of heavy metal tolerance in a green alga. Nature 269: 322-324.
- Foster, P., 1976. Concentrations and concentration factors of heavy metals in brown algae. Environ. Pollut. 10:45-53.
- Fuge, R. and K.H. James, 1973. Trace metal concentrations in brown seaweeds, Cardigan Bay, Wales. Mar. Chem. 1:281-93.
- Fuge, R. and K.H. James, 1974. Trace metal concentrations in Fucus from the Bristol Channel. Mar. Poll. Bull. 5(1): 9-12.
- Fuiiyama, T. og M. Maeda, 1977. Content and uptake of trace Metals in

- benthic algae, Enteromorpha and Porphyra. I. Measurement and variation of trace metal content of Porphyra grown in natural environment. J. Fac. Fish. Anim. Husb. Hiroshima Univ. 16: 23-32.
- Fukai, R. og W.W. Meinke, 1962. Activation analyses of vanadium, arsenic, molybdenum, tungsten, rhenium, and gold in marine organisms. Limnol. Oceanogr. 7: 186-200.
- Grimnes, S., 1982. Opptak og innhold av tungmetallene Cu, Ni, Pb og Co i Ascophyllum nodosum (L) Le Jolis. Hovedfagsoppgave i marin botanikk ved Universitetet i Oslo. 149 s.
- Gryzhankova, L.N., G.N. Sayenko, A.V. Karyakin og N.V. Laktionova, 1973. Concentrations of some metals in the algae of the Sea of Japan. Oceanology 13: 206-210.
- Gutknecht, J., 1961. Mechanisms of radioactive zinc uptake by Ulva lactuca. Limnol. Oceanogr. 6:426-431.
- Gutknecht, J., 1963. Zn<sup>65</sup> uptake by benthic marine algae. Limnol. Oceanogr. 8:31-38.
- Gutknecht, J., 1965. Uptake and retention of cesium 137 and zinc 65 by seaweeds. Limnol. Oceanogr. 10:58-66.
- Guy, R.O. og A.R. Kean, 1980. Algae as a chemical speciation monitor-I. A comparison of algal growth and computer calculated speciation. Water Res. 14: 891-899.
- Hall, A., 1981. Copper accumulation in copper-tolerant and non-tolerant populations of the marine fouling alga, Ectocarpus siliculosus (Dillw.) Lyngb. Bot. Mar. XXIV: 223-228.
- Hall, A., A.H. Fielding, og M. Butler, 1979. Mechanisms of copper tolerance in the marine fouling alga Ectocarpus siliculosus - evidence for an exclusion mechanism. Mar. Biol. 54: 195-199.
- Harding, J.P.C., 1982. Use of Enteromorpha as a monitor of heavy metal contamination in the Mersey estuary November 1979-February 1982. North West Water Authority (Rivers Division). Rapport TS-BS-82-3.
- Haug, A., 1961. The affinity of some divalent metals to different types of alginates. Acta chem. scand. 15: 1794-1795.

- Haug, A., S. Melsom og S. Omang, 1974. Estimation of heavy metal pollution in two Norwegian fjord areas by analysis of the brown alga Ascophyllum nodosum. Environ. Pollut. 7: 179-192.
- Haug, A. og O. Smidsrød, 1970. Selectivity of some anionic polymers for divalent metal ions. Acta chem. scand. 24: 843-854.
- Hocking, M.B., D. Hocking og T.A. Smyth, 1980. Fluoride distribution and dispersion processes about an industrial point source in a forested coastal zone. Water, Air and Soil Pollution 14: 133-157.
- Hodge, V.F., M. Koide og E.O. Goldberg, 1979. Particulate uranium, plutonium and polonium in the biogeochemistries of the coastal zone. Nature 277: 206-209.
- Hägerhäll, B., 1973. Marine botanical-hydrographical trace element studies in the Öresund area. Bot. Mar. XVI: 53-64.
- Ishibashi, M., T. Fujinaga, F. Moril, Y. Kanchiku og F. Kamiyama, 1964a. Chemical studies on the ocean (part 94). Chemical studies on the seaweeds (19). Determination of zinc, copper, lead, cadmium and nickel in seaweeds using dithizone extraction and polarographic method. Rec. Ocean. Wks. Japan 7(2): 33-36.
- Ishibashi, M., og T. Yamamoto, 1960. Inorganic constituents in seaweeds. Rec. Ocean. Wks. Japan 5, 55-62.
- Ishibashi, M., T. Yamamoto og T. Fujita, 1964b. Cobalt content in seaweeds. Rec. Ocean. Wks. Japan 7(2): 17-24.
- Ishibashi, M., T. Yamamoto og T. Fujita, 1964c. Chemical studies on the ocean (part 93) Chemical studies on the seaweeds (18). Nickel content in seaweeds. Rec. Ocean. Wks. Japan 7: 25-32.
- Ishii, T., 1982. Tin in marine algae. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 48, 1609-1615.
- Ishii, T., H. Suzuki, and T. Koyanagi, 1978. Determination of trace elements in marine organisms - I. Factors for variation of concentration of trace element. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 44: 155-162.

- Jensen, T.E., M.Baxter, J.W. Rachlin og V. Jani, 1982. Uptake of heavy metals by Plectonema boryanum (Cyanophyceae) into cellular components, especially polyphosphate bodies: An X-ray energy dispersive study. Environ. Pollut. (Ser. A) 27:119-127.
- Johnson, D.L. og R.S. Braman, 1975. The speciation of arsenic and the content of germanium and mercury in members of the pelagic Sargassum community. Deep-Sea Res. 22: 503-507.
- Jones, A.M., Y. Jones og W.D.P. Stewart, 1972. Mercury in marine organisms of the Tay region. Nature 238: 164-165.
- Julshamn, K., 1981a. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. I Geographical variations in the contents of 10 elements in oyster (Ostrea edulis), common mussel (Mytilus edulis) and brown seaweed (Ascophyllum nodosum) from three oyster farms. Fisk. Dir. Skr. Ser. Ernæring 1 (5): 161-182.
- Julshamn, K., 1981b. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. VII The contents of 12 elements, including copper, zinc, cadmium and lead in common mussel (Mytilus edulis) and brown seaweed (Ascophyllum nodosum) relative to the distance from the industrial sites in Sørfjorden inner Hardangerfjord. Fisk. Dir. Skr. Ser. Ernæring 1(5): 267-287.
- Kantin, R., 1983. Chemical speciation of antimony in marine algae. Limnol. Oceanogr. 28(1): 165-168.
- Khristoforova, N.K. og L.M. Maslova, 1983. Comparative evaluation of pollution by heavy metals of inshore coastal waters of the Atlantic and West Pacific by mineral composition of furoid algae. Soviet J. Mar. Biol. 9:1-8.
- Khristoforova, N.K., N.A. Sin'kov, G.N. Saenko og M.D. Koryakova, 1976. Content of the trace elements Fe, Mn, Ni, Cr, Cu and Zn in the proteins of marine algae. Soviet J. Mar. Biol. 2(2): 124-128.
- Kjos-Hanssen, B., 1974. Punktutslipp av metallisk kvikksølv i marint miljø (Gandsfjorden), Industri og Miljø 6:9-11.
- Klump, D.W., 1980. Characteristics of arsenic accumulation by the seaweeds Fucus spiralis and Ascophyllum nodosum. Mar. Biol. 58: 257-264.

- Klumpp, D.W. og P.J. Peterson, 1979. Arsenic and other trace elements in the waters and organisms of an estuary in SW England. Environ. Pollut. 19: 11-20.
- Knutzen, J., 1979. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk. Kontrollundersøkelser 1975-1978. NIVA-rapport O-68019 IV. 28 s.
- Knutzen, J., 1981. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk. Kontrollundersøkelser 1979-1980. NIVA-rapport O-68019 V. 21 s.
- Knutzen, J., 1982. Førtilstand i utslippsområdet til Sentralrenseanlegg Vest (SRV), Indre Oslofjord. Undersøkelse av hygienisk vannkvalitet og miljøgifter i tang, blåskjell og fisk 1980-81. NIVA-rapport O-80099. 28 s.
- Knutzen, J., 1983a. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumsverk. Kontrollundersøkelser 1981-1982. NIVA-rapport O-68019. VI. 23 s.
- Knutzen, J. 1983b. Supplerende basisundersøkelser i Sørfjorden (Hardanger) 1981-1982. Metaller, PAH og fluor i organismer (med tillegg av eldre data om PAH i sedimenter). Rapport 114/83 innen Statlig program for forurensningsovervåking. 43 s.
- Knutzen, J., 1984a. Basisundersøkelse i Ranafjorden - en marin industriresipient. Delrapport IV. Undersøkelse av organismesamfunn på grunt vann og av PAH og metaller i hvirvelløse dyr og tang 1980-1981. Rapport 120/84 i Statlig program for forurensningsovervåking. 108 s.
- Knutzen, J., 1984b. Miljøgifter i organismer. Kap. 4.5 i J. Molvær og medarb.: Basisundersøkelse i Glomfjord 1981-82. Delrapport II. Vannutskiftning - Vannkvalitet - Miljøgifter i organismer - Organismesamfunn på grunt vann. Rapport 128/84 i Statlig program for forurensningsovervåking. 125 s.
- Knutzen, J. 1984c. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Miljøgifter i organismer 1980-1981. Rapport 122/84 i Statlig program for forurensningsovervåking. 38 s.
- Knutzen, J. og K. Kvalvågnæs, 1982. Innledende basisundersøkelse i Stavfjorden 1981. Referansenivåer av klororganiske forbindelser,

metaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i marine organismer. Rapport 33/82 i Statlig program for forurensningsovervåking. 18 s.

Koriakova, M.D. og G.N. Saenko, 1981. Trace elements in macrophytes of the Sea of Japan. *Oceanology, Moscow*, 21, 194-198.

Lande, E., 1977. Heavy metal pollution in Trondheimsfjorden, Norway, and the recorded effects on the fauna and flora. *Environ Pollut.* 12: 187-198.

Lawton, O.H., G.H.W. Ainsworth og K. Benson-Evans, 1975. Localization of lead in the mucilage sheath of Cladophora glomerata (L.) Kütz. using EDAX analysis. *Br. Phycol. J.* 15:196 (abstract).

Leatherland, T.M., og J.D. Burton, 1974. The occurrence of some trace metals in coastal organisms with particular reference to the Solent region. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 54: 457-468.

Lignell, A., G.M. Roomans og M. Pedersèn, 1982. Localization of absorbed cadmium in Fucus vesiculosus L. by X-ray microanalysis. *Z. Pflanzenphysiol.*, 105: 103-109.

Lunde, G., 1970. Analysis of trace elements in seaweed. *J. Sci. Food Agric.* 21: 416-418.

Luoma, S.N., 1983. Bioavailability of trace metals to aquatic organisms - a review. *Sci.Total Environ*, 28: 1-22.

Luoma, S.N., G.W. Bryan og W.J. Langston, 1982. Scavenging of heavy metals from particulates by brown seaweed. *Mar.Poll.Bull.* 13: 394-396.

Mackie, W. og R.D. Preston. 1974. Cell wall and intercellular region polysaccharides. s. 40-85 i W.D.P. Stewart (red.): *Algal physiology and biochemistry*. Blackwell Scientific Publ. Oxford, etc. 989 s.

Maher, W., 1982. Measurement of total tin in marine organisms by stannane generation and atomic absorption spectrometry. *Analytica Chimica Acta* 138: 365-370.

Maher, W.A. og S.M. Clarke, 1984. The occurrence of arsenic in selected marine macroalgae from two coastal areas of South Australia. *Mar. Poll. Bull* 15(3): 111-112.

- Manley, S.L., 1981. Iron uptake and translocation by Macrocystis pyrifera. *Pl. Physiol.*, 68: 914-918.
- Markham, J.F., B.P. Kremer og K.R. Sperling, 1980a. Effects of cadmium on Laminaria saccharina in culture. *Mar. Ecology - Progr.Ser.* 3: 31-39.
- Markham, J.W., B.P. Kremer & K.-R. Sperling, 1980b. Cadmium effects on growth and physiology of Ulva lactuca. *Helgoländer Meeresunters.* 33: 103-110.
- Mc Lean, M.W. og Williamson, F.B., 1977. Cadmium accumulation of marine red alga Porphyra umbilicalis. *Physiol. Plant.* 41: 268-272.
- Melhuus, A., K.L. Seip, H.M. Seip, og S. Myklestad, 1978. Preliminary study of the use of benthic algae as biological indicators of heavy metal pollution in Sør fjorden, Norway. *Environ. Pollut.* 15: 101-107.
- Morris, A.W. and A.J. Bale, 1975. The accumulation of cadmium, copper, manganese and zinc by Fucus vesiculosus in the Bristol Channel. *Est. cstl.mar.Sci.* 3: 153-163.
- Mullin, J. B. and J.P. Riley, 1956. The occurrence of cadmium in seawater and in marine organisms and sediments. *J. Mar. Res.* 15: 103-122.
- Munda, I.M., 1978. Trace metal concentrations in some Icelandic seaweeds. *Bot. Mar.* XXI: 261-263.
- Munda, I.M., 1979. Temperature dependence of zinc uptake in Fucus virsoides (Don.) J.Ag. and Enteromorpha prolifera (O.F. Müll.) J.Ag. from the Adriatic Sea. *Bot. Mar.* XXII: 149-152.
- Munda, I., 1984. Salinity dependent accumulation of Zn, Co and Mn in Scytosiphon lomentaria (Lyngb.) Link and Enteromorpha intestinalis (L.) Link from the Adriatic Sea. *Bot. Mar.* XXVII: 371-376.

- Myklestad, S., I. Eide og S. Melsom, 1978. Exchange of heavy metals in Ascophyllum nodosum (L.). Le Jol. in situ by means of transplanting experiments. Environ.Pollut. 16: 277-84.
- Myklestad, S., I. Eide og S. Melsom, 1979. Heavy metal exchange by Ascophyllum nodosum (Phaeophyceae) plants in situ, s. 143-151 i Jensen, A. og J.R.S. Stein (red.): Proc. 9th Int. Seaweed Symp. Science Press, Princeton. 634 s.
- Myklestad, S. og A. Haug, 1981. The content of polyanionic groups and cation binding in some brown algae. S. 589-595 i G.E. Fogg og E. Eifion Jones (red.): Proc. 8th Int. Seaweed Symp., Bangor, N. Wales 18-23 Aug. 1974. The Marine Science Laboratories, Menai Bridge. 769 s.
- Nickless, G.R. Stenner og N. Terrile, 1972. Distribution of cadmium, lead and zinc in the Bristol Channel. Mar.Poll.Bull. 3(12): 188-190.
- Nilsson, M., H. Dahlgaard, M. Edgren, E. Holm, S. Mattsson, og M. Notter, 1981. Radionuclides in FUCUS from Inter-Scandinavian waters, s. 501-513 i Proc. int. symp. on the impacts of radionuclide releases into the marine environment, Wien 6-10 okt. 1980. International Atomic Energy Agency, Wien. 748 s.
- Pak, C.K., K.R. Yang og I.K. Lee, 1977. Trace metals in several edible marine algae of Korea. J. Oceanol. Soc. Korea 12: 41-47.
- Paskins-Hurlburt, A.J., S.C. Skoryna, Y. Tanaka, W. Moore og J.F. Stara, 1978. Fucoidan: Its binding of lead and other metals. Bot. Mar. XXI: 13-22.
- Paskins-Hurlburt, A.J., Y. Tanaka og S.C. Skoryna, 1976. Carrageenan and the binding of Lead. Bot. Mar. XIX: 59-60.
- Pedersen, A., 1984. Studies on phenol content and heavy metal uptake in fucoids. Hydrobiologia 116/117: 498-504.
- Pedersen, A., 1985. Tungmetaller i grisetang og blæretang. Effekter av vevsaldet, saltholdighet og fenolinnhold på opptak av seks tungmetaller. (Foreløpig tittel, NIVA-rapport under trykking.)
- Pedersen, M., G.M. Roomans, M. Andren, A. Lignell, G. Lindahl, K. Wallstrom. og A. Forsberg, 1981. X-ray microanalysis of metals in algae - a contribution to the study of environmental pollution. Scanning Electron Microscopy. II: 499-509.

- Pellegrini, L. 1980. Cytological studies on physodes in the vegetative cells of Cystoseira stricta Sauvageau (Phaeophyta, Fucales). J. Cell. Sci. 41:209-231.
- Penot, M. og M. Penot, 1977. Quelques aspects originaux des transports à longue distance dans le thalle de Ascophyllum nodosum (L.) Le Jolis (Phaeophyceae, Fucales). Phycologia 16(3): 339-347.
- Penot, M. og C. Videau, 1975. Absorption de  $^{86}\text{Rb}$  et du  $^{99}\text{Mo}$  par deux algues marines: Le Laminaria digitata et le Fucus serratus. Z. Pflanzenphysiol. 76. (Suppl): 285-293.
- Pentreath, J., 1976. Monitoring of radionuclides. I Manual of methods in aquatic environment research. II Guidelines for the use of biological accumulators in marine pollution monitoring. FAO Fisheries Technical Paper No 150 FIRI/FISD.
- Phillips, D.J.H., 1979. Trace metals in the mussel Mytilus edulis (L.), and in the alga Fucus vesiculosus (L.) from the region of the Sound (Öresund). Environ. Pollut. 18(1): 31-43.
- Phillips, D.J.H., 1980. Quantitative Aquatic Biological Indicators. Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution Applied Science Publ. Ltd., London. 488 s.
- Polikarpov, G.G., 1966. Radioecology of aquatic organisms. The accumulation and biological effects of radioactive substances. North Holland Publ. Co., Amsterdam 314 s.
- Preston, A., D.F. Jeffries, J.W.R. Dutton, B.R. Harvey og A.K. Steele, 1972. British isles coastal waters: the concentrations of selected heavy metals in sea water, suspended matter and biological indicators - a pilot survey. Environ. Pollut. 3: 69-82.
- Ragan, M.A., O. Smidsrød og B. Larsen, 1979. Chelation of divalent metal ions by brown algal polyphenols. Marine Chemistry 7: 265-271.
- Reed, R.H., og L. Moffat, 1983. Copper toxicity and copper tolerance in Enteromorpha compressa (L). Grev. J.exp .mar. Biol. Ecol., 69, 85-103.
- Rice, D.L. og B. E. Lapointe, 1981. Experimental outdoor studies with Ulva fasciata Delile. II Trace metal chemistry. J. exp. mar. Biol. Ecol. 54:1-11.

- Romeril, M.G., 1977. Heavy metal accumulation in the vicinity of a desalination plant. Mar. Poll. Bull. 8: 84-87.
- Saenko, G.N., M.D. Koryakova, V.F. Nakienco og I.G. Dobrosmyslova, 1976. Concentration of polyvalent metals by seaweeds in Vostok Bay, Sea of Japan. Mar. Biol. 34: 169-176.
- Sanders, J.G., 1979. The concentration and speciation of arsenic in marine macroalgae. Estuar. Coastal Mar. Sci. 9: 95-99.
- Seeliger, U. og P. Edwards, 1977. Correlation coefficients and concentration factors of copper and lead in seawater and benthic algae. Mar.Poll.Bull. 8(1): 16-19.
- Seeliger, U. og P. Edwards, 1979. Fate of biologically accumulated copper in growing and decomposing thalli of two benthic red marine algae. J. mar. biol. Ass. U.K. 59: 227-238.
- Seeliger, U. og R.B. Knak, 1982. Estuarine metal monitoring in Southern Brazil. Mar. Poll. Bull. 13(7): 253-254.
- Seip, K.L., 1979. A mathematical model for the uptake of heavy metals in benthic algae. Ecol. Model. 6: 183-197.
- Silverberg, B.A., 1975. Ultrastructural localization of lead in Stigeoclonium tenue (Chlorophyceae, Ulotrichales) as demonstrated by cytochemical and X-ray analysis. Phycologia 14(4): 265-274.
- Skipnes, O., T. Roald and A. Haug, 1975. Uptake of zinc and strontium by brown algae. Physiologia Pl. 34:314-320.
- Smith, J.D., 1970. Tin in organisms and water in the Gulf of Naples. Nature 225: 103-104.
- Smith, J.D. og J.D. Burton, 1972. The occurrence and distribution of tin with particular reference to marine environments. Geochim. Cosmochim. Acta 36:621-629.
- Steinhagen-Schneider, G., 1981. Fucus vesiculosus als Schwermetall-Bioakkumulator. Der Einfluss von Temperatur, Salzgehalt und Metallkombination auf die Inkorporationsleistung. Ber.Inst.-Meereskd.Christian-Albrechts-Univ.Kiel, (93), 54 s.

- Stoeppler, M., C. Mohl og H.W. Nurnberg, 1981. Total Arsenic in sea water and marine organisms: a comparative study from the Mediterranean Sea and selected regions of the oceans. Journées Etud. Pollutions; s. 281-284, Cagliari C.I.E.S.M.
- Strohal, P., D. Huljev, S. Lulic og M. Picer, 1975. Antimony in the coastal marine environment, North Adriatic. Estuar. Coast. Mar.Sci. 3: 119-123.
- Strohal, P. og T. Pinter, 1973. Thorium in water and algal from the Adriatic Sea. Limnol. Oceanogr. 18(2): 250-253.
- Strømgren, T., 1980. Combined effects of Cu, Zn, and Hg on the increase in length of Ascophyllum nodosum (L.) Le Jolis. J.exp.mar.Biol.Ecol. 48: 225-231.
- Sunda, W.G., D.W. Engel og R.M. Thuotte, 1978. Effect of chemical speciation on toxicity of cadmium to grass shrimp, Palaemonetes pugio: Importance of free cadmium ion. Environ. Sci. Technol. 12(4): 409-413.
- Sunda, W.G., og P.A. Gillespie, 1979. The responses of a marine bacterium to cupric ion and its use to estimate cupric ion activity. Environ. Sci. Technol. 12: 409-413.
- Sunda, W. og R.R.L. Guillard, 1976. The relationship between cupric ion activity and the toxicity of copper to phytoplankton. J. Mar. Res. 34(4): 511-529.
- Tagawa, S. og Y. Kojima, 1976. Arsenic content and its seasonal variation in seaweed. J. Shimonoseki Univ. Fish. 25(1): 67-74.
- Tanaka, Y., A.J., Hurlburt, S.C. Skoryna, G. Veselinova, W. Moore jr. og J.F. Stara, 1981. Binding of lead by sulfated algal polysaccharides as compared to polyuronates. S. 631-636 i. G.E. Fogg og W. Eifion Jones (red.): Proc.int.Seaweed Symp., 8, Bangor, N. Wales 18-23 Aug. 1974. The Marine Science Lab. Menai Bridge. 769 s.
- Tomlinson, O.L., J.G. Wilson, C.R. Harris og D.W. Jeffrey, 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. Helgoländer Meeresunters. 33:566-575.

- Veroy, R.L., N. Montano, M.L.B. de Guzman, E.C. Laserna og G.J.B. Cajipe, 1980. Studies on the binding of heavy metals to algal polysaccharides from Phillipene Seaweeds. I Carrageenan and the binding of lead and cadmium. Bot. Mar. XXIII: 59-62.
- van Weers, A.W., 1972. Zink and cobalt uptake by the brown seaweed Fucus spiralis (L). S. 1357-1367. i Proc. of an international symposium on radioecology applied to the protection of man and his environment. Roma 1971.
- Whitton, B.A., 1984. Algae as monitors of heavy metals in freshwaters. Kap. 9, s. 257-280 i L-E- Shubert (red.): Algae as ecological indicators. Academic Press. London, etc. 434 s.
- Whyte, J.N.C. og J.R. Englar, 1974. Elemental composition of the marine alga Nereocystis lueticana over the growing season. Environment Canada Fisheries and Marine Service (Canada). Techn. report No. 509, 28 s.
- Whyte, J.N.C. og J.R. Englar. 1983. Analysis of inorganic and organic-bound arsenic in marine algae. Bot. Mar. 26: 159-164.
- Woolston, M.E., W.G. Breck, og G.W. Vanloon, 1982. A sampling study of the brown seaweed, Ascophyllum nodosum as a marine monitor for trace metals. Wat.Res., 16, 687-691.
- Yamamoto, T., T. Fujita, T. Shigematsu og M. Ishibashi, 1968. Molybdenum content in seaweeds. Rec.Oceanogr.Wks. Jap. 9: 209-217.
- Yamamoto, T., T. Fujita og M. Ishibashi, 1970. Chemical studies on the seaweeds (2). Vanadium and titanium contents in seaweeds. Rec.Oceanogr. Wks. Jap. 10(2): 125-135.
- Yamamoto, T., Y. Otsuka, og K. Uemura, 1976. Gallium content in seaweeds. J. Ocean. Soc. Japan 32: 182-186.
- Young, E.G. og W.M. Langille, 1958. The occurrence of inorganic elements in marine algae of the Atlantic provinces of Canada. Can.J.Bot. 36: 301-310.
- Young, M.L., 1975. The transfer of  $Zn^{65}$  and  $Fe^{59}$  along a Fucus serratus (L.) - Littorina obtusata (L.) food chain. J.mar.biol.Ass. U.K. 55: 583-610.

Zavodnik, N. og A. Jensen, 1981. Studies on phenolic compounds of some brown algae. S. 655-660 i G.E. Fogg og W. Eifion Jones (red.): Proceedings of the eighth international seaweed symposium. The Marine Science Laboratories, Menai Bridge, 769 s.

## 8. APPENDIKSTABELLER

- Tabell A1 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og andre utvalgte grunnstoffer i Ascophyllum nodosum (grisetang).
- Tabell A2 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Fucus vesiculosus (blæretang).
- Tabell A3 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Fucus serratus (sagtang).
- Tabell A4 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Fucus spiralis (spiraltang, kaurtang).
- Tabell A5 Bakgrunnsnivåer av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Fucus distichus ssp. edentatus (= Fucus inflatus) (gjelvtang).
- Tabell A6 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller i Fucus spp.
- Tabell A7 Bakgrunnsverdier av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Pelvetia canaliculata (sautang).
- Tabell A8 Bakgrunnsverdier av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i bladplaten av Laminaria digitata (fingertare).
- Tabell A9 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i bladplaten av Laminaria hyperborea (stortare).
- Tabell A10 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i bladplaten av Laminaria saccharina (sukkertare)
- Tabell A11 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og andre grunnstoffer i Chorda filum (martaum)

- Tabell A12 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Scytosiphon lomentaria (fjæreslo).
- Tabell A13 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Ulva lactuca (havsalat).
- Tabell A14 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Ulva spp.
- Tabell A15 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller i Enteromorpha intestinalis (tarmgrønnske).
- Tabell A16 Bakgrunnsverdier av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Enteromorpha spp.
- Tabell A17 Bakgrunnsverdier av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Cladophora spp.
- Tabell 18 Bakgrunnsverdier av metaller og andre utvalgte grunnstoffer i Chondrus crispus (krusflik).
- Tabell A19 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller i Porphyra umbilicalis (vanlig fjærehinne).
- Tabell A20 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Porphyra spp.
- Tabell A21 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Palmaria palmata (søl).
- Tabell A22 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller i Ahnfeltia plicata (sjøris).
- Tabell A23 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Ceramium rubrum (rekeklo).
- Tabell A24 Spredte data om "bakgrunnsnivåer" av sjelden analyserte metaller i forskjellige alger.

- Tabell A25 Eksempler på konsentrasjonsfaktorer for antimon og arsen i ulike algearter.
- Tabell A26 Eksempler på konsentrasjonsfaktorer for bly i ulike algearter.
- Tabell A27 Eksempler på konsentrasjonsfaktorer (KF) for kadmium i ulike algearter.
- Tabell A28 Eksempler på konsentrasjonsfaktorer (KF) for kobber i ulike algearter.
- Tabell A29 Eksempler på konsentrasjonsfaktorer (KF) for kobolt, krom, nikkel og sølv i ulike algearter.
- Tabell A30 Eksempler på konsentrasjonsfaktorer (KF) for mangan i ulike algearter.
- Tabell A31 Eksempler på konsentrasjonsfaktorer (KF) for sink i ulike algearter.

Tabell A1 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og andre utvalgte grunnstoffer i Ascophyllum nodosum (grisetang), mg/kg tørrvekt.  
( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst).

Antimon	Arsen	Bly	Fluor	Gallium
(0.19-0.60)	(6.5)22-45	(<0.1)0.6-3.0(7.9)	(2.6-14)	(0.06)
Jern	Kadmium	Kobber	Kobolt	Krom
50-291(1150)	(<0.1)0.3-2.0(3.8)	(0.8)2.3-18(45.7)	0.4-2.1(<3)	(<0.1)0.7-3.0
Kvikksølv	Mangan	Molybden	Nikkel	Selen
(<0.01)0.04-0.10(0.14)	10-36(53)	0.3-0.9(2.1)	(0.6)<1.3-13(29.2)	(0.06-0.09)
Sink	Sølv	Tinn	Titan	Vanadium
(2.5)30-250(467)	(0.1-<1-2)	(0.7-1.1)	(9-26)	(1.5-2.8)

Referanser og kommentarer til tabell A1

Antimon: Lunde 1970

Arsen: Young og Langille 1958, Lunde 1970, Klumpp og Peterson 1979, Sanders 1979 (6.5 mg/l)

Bly: Black og Mitchell 1952, Hägerhäll 1973 (avvikende høy maks. kons. på 7.9 mg/kg), Haug et al. 1974, Foster 1976, Eide et al. 1980, Grimnes 1982, Knutzen og Kvalvågnæs 1982, Knutzen 1984a.

Fluor: Young og Langille 1958, Knutzen 1979, 1981, 1983, 1984b

Gallium: Culkin og Riley 1958.

Referanser og kommentarer til tabell A1 (forts.)

---

- Jern:** Black og Mitchell 1952 (avvikende høy verdi på 1150 mg/kg), Lunde 1970, Foster 1976, Lande 1977, Julshamn 1981 a. Sannsynligvis varierende med saltholdighet.
- Kadmium:** Mullin og Riley 1956, Hägerhäll 1973, Haug et al. 1974, Foster 1976, Lande 1977, Eide et al. 1980, Julshamn 1981 a, Cullinane og Whelan 1982, Woolston et al. 1982 (høyeste angitte konsentrasjon på 3,8 mg/kg), Knutzen og Kvalvågnæs 1982, Knutzen 1984 a, b, Pedersen 1984.
- Kobber:** Black og Mitchell 1952, Culkin og Riley 1958, Young og Langille 1958, Lunde 1970 (høye konsentrasjoner: 18-35 mg/kg), Hägerhäll 1973 (avvikende høy maksimumskonsentrasjon på 45.7 mg/kg), Haug et al. 1974, Foster 1976, Lande 1977 (24 mg/kg på sted utenfor Trondheimsfjorden), Munda 1978, Julshamn 1981a, Cullinane og Whelan 1982, Grimnes 1982, Woolston et al. 1982 (bemerkelsesverdige lave konsentrasjoner: 0.8-1.8 mg/kg), Knutzen og Kvalvågnæs 1982, Knutzen 1984a, b, Pedersen 1984.
- Kobolt:** Black og Mitchell 1952, Young og Langille 1958, Lunde 1970, Munda 1978, Grimnes 1982.
- Krom:** Black og Mitchell 1952, Hägerhäll 1973, Foster 1976, Lande 1977, Knutzen 1984a, b.
- Kvikksølv:** Jones et al. 1972, Haug et al. 1974, Augier et al. 1978, Eide et al. 1980, Knutzen og Kvalvågnæs 1982, Knutzen 1984b, Pedersen 1984.
- Mangan:** Black og Mitchell 1952, Young og Langille 1958, Lunde 1970, Foster 1976, Munda 1978, Julshamn 1981a, Woolston et al. 1982, Knutzen og Kvalvågnæs 1982. Sannsynligvis økende konsentrasjon med minkende saltholdighet (Munda 1978). Betydelig lavere konsentrasjon (ca 1/4) enn i blæretang fra samme sted (Munda 1978).

Referanser og kommentarer til tabell A1 (forts.)

---

- Molybden: Black og Mitchell 1952, Young og Langille 1958, Lunde 1970 (høyeste angitte konsentrasjon på 2.1 mg/kg).
- Nikkel: Black og Mitchell 1952, Young og Langille 1958, Hägerhäll 1973 (avvikende høy maksimalkonsentrasjon på 29.2 mg/kg), Foster 1976, Lande 1977, Grimnes 1982, Knutzen 1984a, Pedersen 1984.
- Selen: Lunde 1970.
- Sink: Black og Mitchell 1952, Young og Langille 1958, Lunde 1970, Hägerhäll 1973, Haug et al. 1974, Foster 1976, Lande 1977, Munda 1978, Eide et al. 1980, Julshamn 1981a, Cullinane og Whelan 1982, Woolston et al. 1982, Knutzen og Kvalvågnæs 1982, Knutzen 1984 a, b, Pedersen 1984 (avvikende høye kons.: opp til 467 mg/kg).
- Sølv: Black og Mitchell 1952 (0.1-0.3 mg/kg), Lande 1977.
- Tinn: Black og Mitchell 1952.
- Titan: Black og Mitchell 1952.
- Vanadium: Black og Mitchell 1952.

Tabell A2. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Fucus vesiculosus (blåretang), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst).

Aluminium	Antimon	Arsen	Bly	Fluor
(300-3500)	(0.4-2.5)	(3.9)26-65	(<0.1)0.5-7.7(14)	(4.9)
Gallium	Jern	Kadmium	Kobber	Kobolt
(0.03)	(33-760)	(<0.1)0.3-3.0(4.5)	(1.7)3.0-18.0(24.0)	(0.6)1-10(?)
Krom	Kvikksølv	Mangan	Molybden	Nikkel
(0.1)0.4-4.5(8.2)	(<0.01)-0.02 0.10	(5)33-290	0.16-0.7(4.6?)	(1.2)2.0-17.0(46?)
Selen	Sink	Sølv	Tinn	Titan
0.17	(2.5)39-250(500)	0.04-0.58(1.4)	0.5-1.1	(27-28)
Vanadium				
(1.7-1.9)				

Referanser og kommentarer til tabell A2

Aluminium: Bryan og Hummerstone 1973. Få målinger.

Antimon: Lunde 1970. Få målinger, stor variasjon (?).

Arsen: Young og Langille 1958, Lunde 1970, Bohn 1975. Klumpp og Peterson 1979, Sanders 1979. Isolert og merkverdig lav konsentrasjon angitt av Sanders 1979 (3.9 mg/kg).

Referanser og kommentarer til tabell A2 (forts.)  
-----

- Bly:** Black og Mitchell 1952, Butterworth et al. 1972, Preston et al. 1972, Bryan og Hummerstone (maks. kons. 14 mg/kg), Dutton et al. 1973, Hägerhäll 1973 (maks. kons. 14 mg/kg), Hummerstone 1977, Tomlinson et al. 1980, Knutzen 1982, Burton et al. 1983, Knutzen 1984 a , Pedersen 1984. To verdier registrert over 8 mg/kg tørrvekt. Utelatt avvikende høye konsentrasjoner hos Philips (1979): over 15 mg/kg i samme område som Hägerhäll (1973) fant maksimum 3 mg/kg.
- Fluor:** Young og Langille 1958.
- Gallium:** Culkin og Riley 1958.
- Jern:** Black og Mitchell 1952, Lunde 1970, Preston et al. 1972, Bryan og Hummerstone 1973, Dutton et al. 1973, Fuge og James 1973, Fuge og James 1974, Foster 1976, Bryan og Hummerstone, Knutzen 1982. Vanskelig å angi annet enn bredt intervall for "normalkonsentrasjoner". Ofte synkende konsentrasjon ved økende saltholdighet.
- Kadmium:** Mullin og Riley 1956, Preston et al. 1972, Dutton et al. 1973, Fuge og James 1973, Hägerhäll 1973, Fuge og James 1974, Morris og Bale 1975, Foster 1976, Bryan og Hummerstone 1977, Tomlinson et al. 1980, Steinhagen-Schneider 1981, Cullinane og Whelan 1982, Knutzen 1982, 1984 a , Pedersen 1984 (maks. 4.5 mg/kg).
- Kobber:** Black og Mitchell 1952, Culkin og Riley 1958, Young og Langille 1958, Lunde 1970 (sett bort fra én høy verdi), Preston et al. 1972, Bryan og Hummerstone 1973, Dutton et al. 1973, Fuge og James 1973, Hägerhäll 1973, Fuge og James 1974, Foster 1976, Bryan og Hummerstone 1977, Munda 1978, Tomlinson et al. 1980, Cullinane og Whelan 1982, Knutzen 1982/1984a , Burton et al. 1983.
- Kobolt:** Black og Mitchell 1952, Young og Langille 1958, Lunde 1970, Fuge og James 1973, 1974 (avvikende maksimumsverdier: 8-10 mg/kg), Bryan og Hummerstone 1977, Munda 1978 (7 mg/kg ved lav saltholdighet), Tomlinson et al. 1980. De fleste verdier <1.5 mg/kg. Nilsson et al. 1981 angir 1.9 mg/kg for Fucus sp. (F. vesiculosus og/eller F. serratus).

Referanser til tabell A2 (forts.)

---

- Krom: Black og Mitchell 1952, Hägerhäll 1973 (avvikende maks. kons.: 8.2 mg/kg), Foster 1976, Bryan og Hummerstone 1977, Tomlinson et al. 1980, Knutzen 1982, 1984a.
- Kvikksølv: Jones et al. 1972, Knutzen 1982, 1984a, Pedersen 1984.
- Mangan: Black og Mitchell 1952, Young og Langille 1958, Lunde 1970, Preston et al. 1972, Bryan og Hummerstone 1973, Dutton et al. 1973, Fuge og James 1973, 1974, Foster 1976, Bryan og Hummerstone 1977, Munda 1978. Sannsynligvis bredt intervall for normalkonsentrasjoner og generelt økende konsentrasjon med synkende saltholdighet (Bryan og Hummerstone 1973, Munda 1978).
- Molybden: Black og Mitchell 1952, Young og Langille 1958, Lunde 1970, Fuge og James 1973, 1974. Sterkt avvikende verdier angitt av Lunde 1970 (2.6-4.6 mg/kg mot 0.7 mg/kg som ellers høyeste observerte konsentrasjon).
- Nikkel: Black og Mitchell 1952, Young og Langille 1958, Preston et al. 1972, Dutton et al. 1973, Fuge og James 1973, Hägerhäll 1973 (sterkt avvikende maksimalkonsentrasjon: 46 mg/kg), Fuge og James 1974, Foster 1976, Bryan og Hummerstone 1977, Tomlinson et al. 1980, Knutzen 1982, Burton et al. 1983, Knutzen 1984a, Pedersen 1984.
- Selen: Lunde 1970.
- Sink: Black og Mitchell 1952, Young og Langille 1958, Lunde 1970, Buttorworth et al. 1972, Preston et al. 1972, Bryan og Hummerstone 1973, Dutton et al. 1973, Fuge og James 1973, Hägerhäll 1973, Fuge og James 1974, Bryan og Hummerstone 1977, Munda 1978, Tomlinson et al. 1980, Steinhagen-Schneider 1981, Cullinane og Whelan 1982, Knutzen 1982, Burton et al. 1983, Knutzen 1984a, , Pedersen 1984. Enkelte avvikende høye konsentrasjoner angitt av Preston et al. 1972 (450 mg/kg) og Pedersen 1984 (400-500 mg/kg).

Referanser til tabell A2 (forts.)

---

- Sølv: Black og Mitchell 1952, Preston et al. 1972, Dutton et al. 1973, Bryan og Hummerstone 1977, Knutzen 1982. Avvikende høy konsentrasjon angitt av Dutton et al. 1973 (1.4 mg/kg).
- Tinn: Black og Mitchell 1952.
- Titan: Black og Mitchell 1952. Usannsynlig høye verdier?
- Vanadium: Black og Mitchell 1952.

Tabell A3 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Fucus serratus (sagtang), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst).

Antimon	Arsen	Bly	Fluor	Gallium
((0.05)0.23-0.31)	(40-48(62))	(<0.1-2.3)	(4.8-18(30))	(0.03)
Jern	Kadmium	Kobber	Kobolt	Krom
65-320(717)	(<0.1)-0.3-3.4(6.7)	2.5-11.6(20)	(0.5-4.0(10.5))	(0.4-7.8)
Kvikksølv	Mangan	Molybden	Nikkel	Selen
(0.02-0.08)	(5)41-200(800)	(0.2-0.65(2.3))	(1.2-18.5(23.2))	(0.17-0.24)
Sink	Sølv	Tinn	Titan	Vanadium
63-209	(0.2-0.6)	(0.5-1.3)	(7-20)	(0.6-3.3)

Referanser og kommentarer til tabell A3

- Antimon: Lunde 1970, Leatherland og Burton 1974 (0,05 mg/kg)
- Arsen: Lunde 1970, Leatherland og Burton 1974, Klumpp og Peterson 1974, (62 mg/kg,svakt påvirket?) Burton et al. 1980.
- Bly: Hägerhäll 1973, Tomlinson et al. 1980, Knutzen og Kvalvågnæs 1982. Utelatt betvdelig avvikende høye konsentrasjoner angitt av Black og Mitchell (1952): 4-21 mg/kg.
- Fluor: Knutzen 1979, 1981, 1983.
- Gallium: Culkin og Riley 1958.
- Jern: Black og Mitchell 1952 (høyeste angivelser: 320-717 mg/kg), Lunde 1970, Fuge og James 1973, Romeril 1977.
- Kadmium: Mullin og Riley 1956, Fuge og James 1973 (kilde for høyeste konsentrasjon), Hägerhäll 1973, Leatherland og Burton 1974 Tomlinson et al. 1980, Knutzen og Kvalvågnæs 1982.

Referanser og kommentarer til tabell A3 (forts.)

---

- Kobber: Black og Mitchell 1952, Culkin og Riley 1958, Lunde 1970 (kilde for avvikende høy konsentrasjon på 20 mg/kg), Fuge og James 1973, Hägerhäll 1973, Romeril 1977, Tomlinson et al. 1980, Knutzen og Kvalvågnæs 1982.
- Kobolt: Black og Mitchell 1952, Lunde 1970, Fuge og James 1973 (kilde for angivelse av konsentrasjoner over 1 mg/kg), Tomlinson et al. 1980. Se også Nilsson et al. 1981 under tabell A2.
- Krom: Black og Mitchell 1952, Hägerhäll 1973, Tomlinson et al. 1980.
- Kvikksølv: Kjos-Hanssen 1974, Leatherland og Burton 1974, Knutzen og Kvalvågnæs 1982.
- Mangan: Black og Mitchell 1952 (kilde for høyeste angitte konsentrasjon: 800 mg/kg), Lunde 1970 (kilde for laveste angitte konsentrasjon: 5 mg/kg), Fuge og James 1973, Knutzen og Kvalvågnæs 1982.
- Molybden: Black og Mitchell 1952, Lunde 1970 (kilde for avvikende høye konsentrasjoner: 2.2-2.3 mg/kg), Fuge og James 1973, 1974.
- Nikkel: Black og Mitchell 1952, Fuge og James 1973, Hägerhäll 1973 (kilde for angivelse av høyeste konsentrasjon), Tomlinson et al. 1980.
- Selen: Lunde 1970.
- Sink: Black og Mitchell 1952, Lunde 1970, Fuge og James 1973, Hägerhäll 1973, Leatherland og Burton 1974, Romeril 1977, Tomlinson et al. 1980, Knutzen og Kvalvågnæs 1982.
- Sølv: Black og Mitchell 1952.
- Tinn: Black og Mitchell 1952. (Avvikende høy verdi rapportert av Smith (1970) fra Napoligulfen: 3.5 mg/kg - påvirket?)
- Titan: Black og Mitchell 1952.
- Vanadium: Black og Mitchell 1952.

Tabell A4 Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Fucus spiralis (spiraltang, kaurtang), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst).

Antimon	Arsen	Bly	Gallium	Jern
(0.27-0.29)	23-34(45)	(1.3-5)	(0.01)	(42-218(3380?))
Kadmium	Kobber	Kobolt	Krom	Mangan
(3.4)	(2.6)6.0-15.0(39)	0.2-2.0(14.5?)	(0.4-3.7)	(24-121)
Molybden	Nikkel	Selen	Sink	Sølv
(0.3-1.3(5.8))	(1.2-9.3)	(0.06-0.18)	51-135(218)	(0.2-0.4)
Tinn	Titan	Vanadium		
(1.8)	(27)	(1.9-11.9(?))		

Referanser og kommentarer til tabell A4

Antimon: Lunde 1970

Arsen: Lunde 1970, Klumpp og Peterson 1979 (45 mg/kg, svakt påvirket?), Burton et al. 1980.

Bly: Black og Mitchell 1952, Tomlinson et al. 1980.

Gallium: Culkin og Riley 1958.

Jern: Black og Mitchell 1952 (kilde for høyeste angitte konsentrasjon; 3380 mg/kg), Lunde 1970 (opp til 930 mg/kg i planter fra ubelastet sted med høy saltholdighet, vel dobbelt så mye som i blæretang fra samme sted (?)), Fuge og James 1973, Romeril 1977.

Kadmium: Fuge og James 1973.

Referanser og kommentarer til tabell A4 (forts.)

---

- Kobber: Black og Mitchell 1952 (variasjon fra 6.0 til 30.0 mg/kg samme sted (?)), Culkin og Riley 1958, Lunde 1970 (kilde for høyeste angitte konsentrasjoner: 39 mg/kg(?)), Fuge og James 1973, Romeril 1977, Tomlinson et al. 1980, Cullinane og Whelan 1982.
- Kobolt: Black og Mitchell 1952, Lunde 1970, Fuge og James 1973 (kilde for høyeste angitte konsentrasjon: 14.5 mg/kg), Tomlinson et al. 1980.
- Krom: Black og Mitchell 1952, Tomlinson et al. 1980.
- Mangan: Black og Mitchell 1952, Lunde 1970, Fuge og James 1973.
- Molybden: Black og Mitchell 1952, Lunde 1970 (kilde for høyeste angitte konsentrasjon: 5.8 mg/kg(?), ubelastet sted), Fuge og James 1973.
- Nikkel: Black og Mitchell 1952, Tomlinson et al. 1980.
- Selen: Lunde 1970, Burton et al. 1980.
- Sink: Black og Mitchell 1952, Lunde 1970 (kilde for høyeste angitte konsentrasjon: 218 mg/kg, ubelastet sted), Fuge og James 1973, Tomlinson et al. 1980, Cullinane og Whelan 1982.
- Sølv: Black og Mitchell 1952.
- Tinn: Black og Mitchell 1952.
- Titan: Black og Mitchell 1952 (utelatt en usannsynlig høy verdi).
- Vanadium: Black og Mitchell 1952 (verdien på 11.9 mg/kg avviker betydelig fra forfatterens øvrige angivelser).

Tabell A5. Bakgrunnsnivåer av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Fucus distichus ssp. edentatus (= Fucus inflatus) (gjelvtang), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst).

Arsen	Bly	Fluor	Jern	Kadmium
(21-32)	(0.5-3.0)	(18?)	(67-170(920))	(0.7-1.8)
Kobber	Kobolt	Krom	Mangan	Nikkel
1.8-7.1	(1.0)	(< 1.0)	(38)	(8.3-9.8)
Sink				
(10)22-96(190)				

Referanser og kommentarer til tabell A5

- Arsen: Bohn 1979
- Bly: Hägerhäll 1973 (noe påvirket område), Bohn 1979, Knutzen 1982
- Fluor: Hocking et al. 1980 (muligens noe fluorbelastet område)
- Jern: Bohn 1979 (170-920 mg/kg), Knutzen 1982
- Kadmium: Hägerhäll (diffust påvirket område?), Bohn 1979, Knutzen 1982
- Kobber: Hägerhäll 1973, Munda 1978, Bohn 1979, Knutzen 1982
- Kobolt: Munda 1978
- Krom: Knutzen 1982
- Mangan: Munda 1978
- Nikkel: Hägerhäll 1973, Knutzen 1982
- Sink: Hägerhäll 1973, Munda 1978, Bohn 1979, Knutzen 1982 (kilde for den høyeste av de angitte konsentrasjoner: 190 mg/kg - diffust belastet område?)

Tabell A6. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller i Fucus spp., mg/kg tørrvekt.  
( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier

Antimon	Jern	Kadmium	Kobber
(~ 0.7)	41-79 <sup>1)</sup>	2.0-3.3(5.0) <sup>1)</sup>	(1.3-2.0) <sup>1)</sup> (2.8-3.0) <sup>2)</sup>
Kobolt	Mangan	Sink	Thorium
(2.1-11.9) <sup>2)</sup>	(9-18) <sup>1)</sup> (105-310) <sup>2)</sup>	(20-62) <sup>1)</sup> (18-73) <sup>2)</sup>	(0.01)

1) F. evanescens

2) F. ceranoides

Referanser og kommentarer til tabell A6

Antimon : Strohal et al. 1975 (F. virsoides, omregnet her fra våtvektsbasis)

Jern : Khristoforova og Maslova 1983 (F. evanescens)

Kadmium : Khristoforova og Maslova 1983 (F. evanescens)

Kobber : Munda 1978 (F. ceranoides), Khristoforova og Maslova 1983  
(F. evanescens)

Kobolt : Munda 1978 (F. ceranoides). Økende konsentrasjon med lavere  
saltholdighet? Usannsynlig høy verdi?

Mangan : Munda 1978 (F. ceranoides, høyeste konsentrasjon ved lav salt-  
holdighet). Khristoforova og Maslova 1983 (F. evanescens)

Sink : Munda 1978 (F. ceranoides), Khristoforova og Maslova 1983  
(F. evanescens)

Thorium : Strohal og Pinter 1973

Tabell A7. Bakgrunnsverdier av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Pelvetia canaliculata (sautang), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier.

Antimon	Arsen	Bly	Gallium	Jern
(0.4- ~ 1.0)	(21-22)	- 1)	(0.10)	(115-565 (2040)?)
Kadmium	Kobber	Kobolt	Krom	Mangan
(0.4-2.4) <sup>2)</sup>	(5- 11(17,9) <sup>3)</sup>	(0.4-1.3) <sup>4)</sup>	(0.6-1.2) <sup>5)</sup>	(7-70)
Molybden	Nikkel	Selen	Sink	Sølv
(0.3-1.0)	(1.9-4.8) <sup>6)</sup>	(0.12-0.14)	(40-137) <sup>7)</sup>	(0.2-0.3)
Tinn	Titan	Vanadium		
(0.8-2.2)	(11-(60)? <sup>8)</sup>	(1.2-3.2) <sup>9)</sup>		

- 1) 1.0-3.2 (11.0?) mg/kg registrert i Pelvetia wrightii; kfr. Pak et al. (1977) og Khristoforova og Maslova (1983)
- 2) 0.4-2.4 mg/kg i P. wrightii (Khristoforova og Maslova 1983)
- 3) 1.0-2.4 mg/kg i P. wrightii (Khristoforova og Maslova 1983)
- 4) 0.5-2.8 mg/kg i P. wrightii (Khristoforova og Maslova 1983)
- 5) 1.4-6.5 mg/kg i P. wrightii (Gryzhankova et al. 1973, Pak et al. 1977, Koriakova og Saenko 1981)
- 6) 0.2-0.8 mg/kg i P. wrightii (Koriakova og Saenko 1981)
- 7) 20-30 mg/kg i P. wrightii (Pak et al. 1977, Khristoforova og Maslova 1983)
- 8) 0.8-5.0 mg/kg i P. wrightii (Saenko et al. 1976, Koriakova og Saenko 1981)
- 9) 0.6 mg/kg i P. wrightii (Saenko et al. 1976)

Referanser og kommentarer til tabell A7

- Antimon: Lunde 1970, Abu-Hilal og Riley 1981 (~ 1.0 mg/kg er omregnet fra våtvekstbasis).
- Arsen: Lunde 1970
- Gallium: Culkin og Riley 1958.
- Jern: Black og Mitchell 1952 (registrert 195/565/2040 mg/kg til ulike tider av året samme sted)
- Kadmium: Mullin og Riley 1956.
- Kobber: Black og Mitchell 1952, Culkin og Riley (kilde for høyeste angitte konsentrasjon: 17,9 mg/kg), Lunde 1970.
- Kobolt: Black og Mitchell 1952, Lunde 1970.
- Mangan: Black og Mitchell 1952 (22-70 til ulike tider av året).  
Lunde 1970.
- Molybden: Black og Mitchell 1952, Lunde 1970.
- Nikkel: Black og Mitchell 1952.
- Selen: Lunde 1970
- Sink: Black og Mitchell 1952, Lunde 1970.
- Sølv/Tinn/Titan/Vanadium: Black og Mitchell 1952.

Tabell A8. Bakgrunnsverdier av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i bladplaten av Laminaria digitata (fingertare), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier

Antimon	Arsen	Bly	Fluor	Gallium
(0.03-0.1)	47-73	((< 0.1)2.0-4.0)	(4.3-14.1)	(0.07)
Jern	Kadmium	Kobber	Kobolt	Krom
(59-350)	(0.13-1.3)	2.2 - 12.2 (20)	( 0.1 - 0.3 (1.5))	((<0.1)0.4 - 1.1)
Kvikksølv	Mangan	Molybden	Nikkel	Selen
((< 0.01)-0.17?)	(6-80 )	(0.2-0.6)	((0.3)3.2-5.6(19.6))	(0.03-0.17)
Sink	Sølv	Tinn	Titan	
59-108	(0.1-0.4)	(0.6-1.0) <sup>1)</sup>	(4-20)	

Referanser og kommentarer til tabell A8

Antimon : Lunde 1970, Leatherland og Burton 1974

Arsen : Young og Langille 1958, Lunde 1970, Leatherland og Burton 1974, Burton et al. 1980

Bly : Black og Mitchell 1952, Hägerhäll 1973

Fluor : Young og Langille 1958, Knutzen 1979, 1981, 1983

Gallium : Culkin og Riley 1958

Jern : Black og Mitchell 1952 (138-350 mg/kg), Lunde 1970 (59 mg/kg)

Referanser og kommentarer til tabell A8 (forts.)

---

- Kadmium : Mullin og Riley (0.13 mg/kg), Hägerhäll 1973, Leatherland og Burton 1974 (0,15 mg/kg)
- Kobber : Black og Mitchell 1952 (kilde for høyeste angitte konsentrasjoner: 20 mg/kg), Young og Langille 1958, Bryan 1969, Hägerhäll 1973
- Kobolt : Black og Mitchell 1952 (kilde for høyeste angitte konsentrasjon: 1.5 mg/kg), Young og Langille 1958, Lunde 1970
- Krom : Black og Mitchell 1952, Hägerhäll 1973
- Kvikksølv: Jones et al. 1972 (< 0.005 mg/kg), Leatherland og Burton (0.17 mg/kg).  
Mindre sannsynlige verdier
- Mangan : Black og Mitchell 1952 (9-80 mg/kg til ulike tider av året ?),  
Young og Langille 1958, Lunde 1970 (6 mg/kg ?)
- Molybden: Black og Mitchell 1952, Young og Langille 1958, Lunde 1970
- Nikkel : Black og Mitchell 1952, Young og Langille 1958 (0.3 mg/kg ?)  
Hägerhäll 1973 (kilde for høyeste angitte konsentrasjon: 19.6 mg/kg)
- Selen: Lunde 1970 (0.17 mg/kg), Burton et al. (0.03 mg/kg)
- Sink : Black og Mitchell 1952, Young og Langille 1958, Lunde 1970,  
Hägerhäll 1973
- Sølv/tinn/titan: Black og Mitchell 1952

1) Tilføyelse: 0,13 mg/kg tørrvekt angitt av Smith og Burton (1972).

Tabell A9. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i bladplaten av Laminaria hyperborea (stortare), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller av andre grunner usikre konsentrasjoner (se tekst)

Antimon	Arsen	Bly	Jern	Kobber
(0.05-0.15)	(53-70)	(2-16?)	(49-283)	(6-22)
Kobolt	Krom	Mangan	Molybden	Nikkel
(0.1-0.6)	(1.2-1.5)	(4-30)	(0.14-0.70)	(1.5-2.0)
Selen	Sink	Sølv	Tinn	Titan
(0.04-0.07)	(53-136)	(0.3-0.5)	(1.0-1.4)	(10-20)
Vanadium				
(0.9-1.3)				

Referanser og kommentarer til tabell A9

Antimon/arsen: Lunde 1970

Bly: Black og Mitchell 1952

Jern/kobber/kobolt: Black og Mitchell 1952, Lunde 1970

Krom: Black og Mitchell 1952

Mangan: Black og Mitchell (10-30 mg/kg), Lunde 1970 (4-6 mg/kg)

Molybden: Black og Mitchell 1952, Lunde 1970

Nikkel: Black og Mitchell 1952

Selen: Lunde 1970

Sink: Black og Mitchell 1952, Lunde 1970

Sølv/tinn/titan/vanadium: Black og Mitchell 1952

Tabell A10. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i bladplaten av Laminaria saccharina (sukkertare), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstrem eller av andre grunner usikre verdier (se tekst)

Antimon	Arsen	Bly	Kadmium	Kobber
(0.02)	((13?)45-92)	((< 0.1)-4.3)	((< 0.1)0.4-1.0)	(1.5-11.8)
Krom	Kvikksølv	Nikkel	Sink	Tinn
((< 0.1)-0.8)	(0.16)	(2.0-8.0)	(30-84)	(0.29)

Referanser og kommentarer til tabell A10

Antimon: Leatherland og Burton 1974

Arsen: Leatherland og Burton 1974, Sanders 1979 (kilde for betydelig avvikende lav verdi: 13 mg/kg), Whyte og Englar 1983

Bly: Hägerhäll 1973

Kadmium: Hägerhäll 1973, Leatherland og Burton 1974

Kobber/krom: Hägerhäll 1973

Kvikksølv: Leatherland og Burton 1974

Nikkel/sink: Hägerhäll 1973

Tinn : Smith og Burton 1972

Tabell A11. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Chorda filum (martaum), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst).

Arsen	Bly	Jern	Kobber	Kobolt	Krom
(3.6?)	((<0.1)-1.6)	(279-323?)	(1.0-5.9)	(10-12? )	(<0.1)2.1-6.2)
Mangan	Molybden	Nikkel	Sink	Titan	Vanadium
(16-19)	(2.2?)	(2.0-18.5?)	(51-(333?))	(1.2-16)	(1.6-12.9)

Referanser og kommentarer til tabell A11

---

- Arsen : Sanders 1979. (For andre arters vedkommende angir denne forfatter generelt betydelig lavere konsentrasjoner jevnført med andre kilder.)
- Bly : Hägerhäll 1973.
- Jern : Gryzhankova et al. 1973. (I andre tilfeller synes ikke disse forfatteres angivelser alltid å være tilforlidelige - jevnført med andre kilder.)
- Kobber : Gryzhankova et al. 1973, Hägerhäll 1973.
- Kobolt : Gryzhankova et al. 1973. (Usannsynlig høyt jevnført med det som er målt i andre arter?)
- Krom : Gryzhankova et al. 1973, Hägerhäll 1973 (<0.1 mg/kg), Saenko et al. 1976. (6.2 mg/kg?)
- Mangan : Gryzhankova et al. 1973.
- Molybden: Saenko et al. 1976 (Usannsynlig høyt jevnført med det som er målt i andre arter?)
- Nikkel : Gryzhankova et al. 1973, Hägerhäll 1973 (kilde for høyeste verdi)
- Sink : Hägerhäll 1973.
- Titan : Gryzhankova et al. 1973 (13-16 mg/kg), Saenko et al. 1.2 mg/kg)
- Vanadium : Gryzhankova et al. 1973 (11-13 mg/kg), Saenko et al. (1.6 mg/kg)

Tabell A12. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Scytosiphon lomentaria (fjæreslo), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller av andre grunner usikre verdier (se tekst).

Arsen	Bly	Gallium	Jern	Kobber	Kobolt
(3)31-36	(3.7)	(0.62?)	(325?)	(13-24)	(1.1)
Krom	Mangan	Nikkel	Sink	Vanadium	
(0.8)	(185?)	(29)	(56)	(2-3)	

Referanser og kommentarer til tabell A12

---

Arsen : Tagawa og Kojima 1976, Sanders 1979 (kilde for avvikende lave konsentrasjoner: 3-7 mg/kg), Maher og Clarke 1984.

Bly : Pak et al. 1977.

Gallium : Yamamoto et al. 1976 (høyt?)

Jern : Pak et al. 1977.

Kobber : Ishibashi et al. 1962 (24 mg/kg), Pak et al. 1977 (13 mg/kg).

Kobolt : Ishibashi et al. 1962.

Krom/Mangan: Pak et al. 1977.

Nikkel : Ishibashi et al. 1964.

Sink : Pak et al. 1977.

Vanadium : Yamamoto et al. 1979.

Tabell A13. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Ulva lactuca (havsalat), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst)

Kfr. også tabell 14 (Ulva spp.)

Antimon	Arsen	Bly 1)	Fluor	Kadmium
(~ 0.4)	((1.2)-4.3)		(6.9)	(< 0.1)
Kobber	Kobolt	Kvikksølv	Mangan	Molybden
(1.7-12.3)	(0.7)	(< 0.005)	Se tab. 14	(0.5)
Nikkel	Sink			
(0.6-7.7)	(51-91)			

1) 0.9-3.3 mg/kg i noe påvirket område (Hägerhäll 1973)

Referanser og kommentarer til tabell A13

Antimon: Strohal et al. 1975 (0.067 mg/kg våtvekt)

Arsen: Young og Langille 1958, Sanders 1979 (1.2 mg/kg - lavt?), Stoepler et al. 1981

Fluor: Young og Langille 1958

Kadmium: Hägerhäll 1973

Kobber: Hägerhäll 1973. (Utelatt angivelse i Young og Langille på grunn av samme konsentrasjon som for Zn, trykkfeil hos disse forf?)

Kobolt: Young og Langille 1958

Kvikksølv: Jones et al. 1972

Molybden: Young og Langille 1958

Nikkel: Young og Langille 1958 (< 2.0 mg/kg), Hägerhäll 1973

Sink: Young og Langille 1958, Hägerhäll 1973

Tabell A14. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Ulva spp., mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier

Antimon	Arsen	Cesium	Gallium	Gull
(0.3-(~ 1))	((1.2)3-10.8)	((0.05-( $<0.1$ )))	(0.13-0.37)	(0.02-0.09)
Jern	Kadmium	Kobber	Kobolt	Krom
((82)250-500(18000))	(0.15-0.40)	6.6-13.0	0.2-1.3(8.6?)	(1.2- $<4$ (30?))
Mangan	Molybden	Nikkel	Rhenium	Rubidium
(13-~ 50)	((0.1)0.4-0.6(2.0))	((0.1)0.9-7.0)	(0.011-0.016)	(11-12)
Sink	Tinn	Titan	Vanadium	Wolfram
(11-24)	( $<0.2$ -0.3)	(0.9-67!?)	(0.5-4.9)	(0.03-0.04)

Referanser og kommentarer til tabell A14

Antimon: Kantin 1983 (0.30-0.33 mg/kg), van As et al. 1975 (omregnet fra våtvektsbasis)

Arsen: Fukai og Meinke 1962 (1.2 mg/kg - for lavt p.g.a. analyse på aske?), Tagawa og Kojima 1976 (U. pertusa), Maher og Clarke 1984 (U. australis)

Cesium: van As et al. 1975 (omregnet fra våtvekt), Ishii et al. 1978 (U. pertusa).

Gallium: Yamamoto et al. 1976 (U. pertusa)

Referanser og kommentarer til tabell A14 (forts.)

---

- Gull: Fukai og Meinke 1962
- Jern: Gryzhankova et al. 1973 (182 mg/kg), Pak et al. 1977, (500-1800 mg/kg?), Agadi et al. 1978, Rice og Lapointe 1981. Ikke mulig å bedømme på grunn av manglende saltholdighetsdata
- Kadmium: Ishibashi et al. 1964, Pak et al. 1977 (0.4 mg/kg på presumtivt mest uberørte lokalitet. Andre lok. viste høyere kons. - opp til 3.7 mg/kg. U. pertusa), Rice og Lapointe 1981 (0.15 mg/kg, U. fasciata)
- Kobber: Ishibashi et al. 1962~~7~~, Gryzhankova et al. 1973 (U. fenestrata), Pak et al. (U. pertusa), Agadi et al. 1978 (U. fasciata)  
Ishii et al. 1978
- Kobolt: Ishibashi et al. 1964~~6~~, van As et al. 1975 (omregnet fra våtvektsbasis), Agadi et al. 1978 (8.6 mg/kg - usannsynlig høyt?), Pak et al. 1977 (U. pertusa), Ishii et al. 1978 (U. pertusa), Koriakova og Saenko 1981 (U. fenestrata)
- Krom: Ishibashi og Yamamoto 1960, Gryzhankova et al. 1973, van As et al. 1975 (omregnet fra våtvektsbasis), Saenko et al. 1976 (U. fenestrata), Koriakova og Saenko 1981 (U. fenestrata), kilde for betydelig avvikende høy verdi: 30 mg/kg (?)
- Mangan: Gryzhankova et al. 1973, Pak et al. 1977 (U. pertusa), Rice og Lapointe (13 ± 1 mg/kg, 18 ‰ S, U. fasciata). Vanskelig å bedømme ved manglende opplysninger om saltholdighet. Utelatt en ekstremverdi på > 1000 mg/kg angitt av Agadi et al. 1978
- Molybden: Yamamoto et al. 1968 (U. fasciata), Saenko et al. 1976, Koriakova og Saenko (0.4-2.0 mg/kg)
- Nikkel: Ishibashi et al. 1964~~6~~, Gryzhankova et al. 1973 (4.9 mg/kg), Agadi et al. (kilder for høyeste angitte konsentrasjon: 7.0 mg/kg), Koriakova og Saenko 1981 (0.1-0.9 mg/kg, U. fenestrata)
- Rhenium: Fukai og Meinke 1962

Referanser og kommentarer til tabell A14 (forts.)

---

- Rubidium: Ishii et al. 1978, Rice og Lapointe 1981
- Sink: Pak et al. 1977 (U. pertusa), Ishii et al. 1978, Rice og Lapointe 1981 (U. fasciata). Synes noe høyere enn angitt intervall hos Agadi et al. 1978, dvs. opp til 40 mg/kg omregnet fra våtvektsbasis
- Tinn: Ishii 1982 (omregnet fra våtvektsbasis: 12-32 ng/g våtvekt)
- Titan: Bemerkelsesverdig variasjon over nærmere to størrelsesordener - upålitelige verdier? Ref. Yamamoto et al. 1970 (24-60 mg/kg, U. fasciata), Gryzhankova et al. 1973 (~ 11 mg/kg, U. fenestrata), Saenko et al. 1976 (9.4 mg/kg, U. fenestrata), Koriakova og Saenko 1981 (0.9-67 mg/kg!, U. fenestrata)
- Vanadium: Fukai og Meinke 1962, Yamamoto et al. 1970, Gryzhankova et al. 1973 (U. fenestrata), Saenko et al. 1976 (U. fenestrata)
- Wolfram: Fukai og Meinke 1962

Tabell A15. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller i Enteromorpha intestinalis (tarmgrønnske), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst)

Kfr. også tabell A16 (Enteromorpha spp.)

Bly	Kadmium	Kobber	Krom	Nikkel	Sink
(< 0.1-1.3)	(< 0.1-0.9)	(3.7-27.4)	(< 0.1-5.0)	(8-(14.4?))	(20-101)

Referanser og kommentarer til tabell A15

-----  
Alle data fra Hägerhäll 1973

Tabell A16. Bakgrunnsverdier av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Enteromorpha spp., mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst)

Antimon	Arsen	Bly	Gallium	Jern
(0.21-0.24)	(0.9)5-18	3-10(15)	(0.07-0.20)	(561-2800?)
Kadmium	Kobber	Kobolt	Krom	Kvikksølv
< 1-2	5-15(28?)	(1.2-1.5)	< 2-6(23?)	(< 0.01)0.03-0.07
Mangan	Molybden	Nikkel	Selen	Sink
(101-805?)	(0.2-0.3(2.7?))	< 3-8	(0.41?)	(18)20-50
Titan	Thorium	Vanadium		
(1.9-22(133?))	(0.17)	(4.9-21.3?)		

Referanser og kommentarer til tabell A16

Antimon: Kantin 1983

Arsen: Klumpp og Peterson 1979, Sanders 1979 (0.9-1.0 mg/kg, generelt sett betydelig lavere konsentrasjoner enn hos andre forf.), Burton et al. 1980, Maher og Clarke 1984

Bly: Harding 1982 (mest E. prolifera, 3-10 mg/kg på mange lokaliteter på åpen kyst i NV England)

Gallium: Yamamoto et al. 1976 (E. linza (0.07) og E. compressa)

Jern: Vanskelig bedømbare resultater uten opplysninger om saltholdighet. Synes høyt. Ref.: Pak et al. 1977 (E. linza, 2400-2800 mg/kg), Gryzhankova et al. 1973 (< 600 mg/kg)

Kadmium: Pak et al. 1977 (0.6 mg/kg). Harding 1982 (mest E. prolifera < 1-2 mg/kg på mange lokaliteter)

Referanser og kommentarer til tabell A16 (forts.)

---

- Kobber: Gryzhankova et al. 1973 (6.3-7.9 mg/kg), Pak et al. 1977 (E. linza), Seeliger og Knak 1982 (27-28 mg/kg - noe belastet ?) Harding 1982 (mest E. prolifera, 5-15(20) mg/kg i en rekke prøver)
- Kobolt: Ishibashi et al. 1964 (E. compressa), Pak et al. 1977 (E. linza). Utelatt usannsynlig høye konsentrasjoner (26-31 mg/kg) angitt av Gryzhankova et al. 1973
- Krom: Gryzhankova et al. 1973 (4.6-6.6 mg/kg), Saenko et al. 1976 (23.4 mg/kg?), Pak et al. 1977 (9.7 mg/kg). Mindre sannsynlige verdier hos de to sistnevnte? Harding 1982. (mest E. prolifera): < 2-6 mg/kg på en rekke lokaliteter
- Kvikksølv: Jones et al. 1972 (< 0.005 mg/kg?), Seeliger og Knak 1982
- Mangan: Vanskelig bedømbare resultater uten informasjon om saltholdighet. Synes høyt. Ref.: Gryzhankova et al. 1973 (605-805 mg/kg). Pak et al. (101 mg/kg, E. linza)
- Molybden: Yamamoto et al. 1968 (0.2-0.3 mg/kg, E. compressa Saenko et al. 1976 (2.7 mg/kg?, E. prolifera)
- Nikkel: Harding 1982 (mest E. prolifera, mange lokaliteter)
- Selen: Burton et al. 1980 - høyt? Kfr. angivelser fra andre arter
- Sink: Pak et al. 1977 (E. linza), Harding 1982 (mest E. prolifera, 20-50 mg/kg i en rekke prøver)
- Titan: Yamamoto et al. 1970 (91-133 mg/kg - usannsynlig høyt), Gryzhankova et al. 1973 (19.5-21.6 mg/kg), Saenko et al. 1976 (1.9 mg/kg, E. prolifera)
- Thorium: Strohal og Pinter 1973
- Vanadium: Yamamoto et al. 1970 (4.9-9.7 mg/kg - høyt ?), Gryzhankova et al. 1973 (19.0-21.3 mg/kg, usannsynlig høyt?)

Tabell A17. Bakgrunnsverdier av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Cladophora spp, mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst).

Arsen	Bly	Jern	Kadmium
((1.0)-10)	((< 0.1)-6.9)	(4400-5900?)	(< 0.1-0.9)
Kobber	Nikkel	Sink	Thorium
(3.1-19)	(7.3-12.9)	(24-70)	(0.16)

Referanser og kommentarer til tabell A17

---

Arsen : Young og Langille 1958 (10 mg/kg, C. rupestris), Sanders 1979 (1.0-3.9 mg/kg - lavt?)

Bly : Hägerhäll 1973 (C. glomerata)

Jern : Aulio 1983 (C. glomerata, på stein, høyere konsentrasjoner når vokste på mudder, lav saltholdighet, Finland)

Kadmium : Hägerhäll 1973

Kobber : Hägerhäll 1973 (3.1-14.3 mg/kg), Aulio 1983 (15-19 mg/kg)

Nikkel : Hägerhäll 1973

Sink : Hägerhäll 1973 (24-62 mg/kg), Aulio 1983 (60-70 mg/kg)

Thorium : Strohal og Pinter 1973

Tabell A18. Bakgrunnsverdier av metaller og andre utvalgte grunnstoffer i Chondrus crispus (krusflik), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst).

Antimon	Cesium	Fluor	Jern	Kadmium
(0.02)	1)	(8.3-15(73?))	2)	3)
Kobber	Kobolt	Krom	Kvikksølv	Mangan
(14-24(35) <sup>4)</sup>	(0.2-0.4) <sup>5)</sup>	6)	(0.07)	7)
Molybden	Nikkel	Selen	Sink	Titan
(0.4-1.5) <sup>8)</sup>	<2.0 <sup>9)</sup>	(0.08)	(37-135(?)) <sup>10)</sup>	11)
Vanadium				
12)				

- 1) 0.05 mg/kg i Chondrus ocellatus (Ishii et al. 1978)
- 2) 28 mg/kg (lavt?) i C. pinnulatus (Pak et al. 1977)
- 3) 2.8 mg/kg i C. pinnulatus (Pak et al. 1977)
- 4) 14 mg/kg i C. ocellatus (Ishii et al. 1978)
- 5) 0.4 mg/kg i C. ocellatus (Ishii et al. 1978)
- 6) 0.6 mg/kg i C. pinnulatus (Pak et al. 1977); 7-33(?) mg/kg i C.yendoii (Saenko et al. 1976, Koriakova og Saenko 1981).
- 7) 15 mg/kg i C. pinnulatus (Pak et al. 1977)
- 8) 0.3 mg/kg i C. ocellatus (Yamamoto et al. 1968); 0.4-1.7 mg/kg i C. yendoii (Saenko et al. 1976, Koriakova og Saenko 1981)
- 9) 0.2-1.5 mg/kg i C. yendoii (Koriakova og Saenko 1981); 1.5 mg/kg i C. ocellatus (Ishibashi et al. 1964)
- 10) 68 mg/kg i C. pinnulatus (Pak et al. 1977)
- 11) 0.5-28(?) mg/kg i C.yendoii (Saenko et al. 1976, Koriakova og Saenko 1981)
- 12) 2.1 mg/kg i C. yendoii (Saenko et al. 1976).

Referanser og kommentarer til tabell A18 (forts.)

---

- Antimon: Leatherland og Burton 1974
- Fluor: Young og Langille 1958 (ingen forklaring av ekstremverdi på  
73 mg/kg)
- Kobber/Kobolt: Young og Langille 1958
- Kvikksølv: Leatherland og Burton 1974
- Molybden/  
Nikkel: Young og Langille 1958
- Selen: Burton et al. 1980
- Sink: Young og Langille 1958

Tabell A19. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller i Porphyra umbilicalis (vanlig fjærehinne), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst).

Bly	Jern	Kadmium	Kobber	
(0.8-(10.5)?)	(104-(3800)?)	(0.1-1.0)	(2.8-23.3)	
Kvikksølv	Mangan	Nikkel	Sink	Sølv
(< 0.005)	(13-72)	(0.2-(9.6)?)	(36-174)	(0.01-(0.30)?)

Referanser og kommentarer til tabell A19

---

Bly/jern/kadmium/kobber: Preston et al. 1972

Kvikksølv: Jones et al. 1972

Mangan/nikkel/sink/sølv : Preston et al. 1972

Tabell A20. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Porphyra spp., mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst)

Antimon	Arsen	Bly	Cesium	Jern
(~ 1.2?)	((3.2)-12.5)	(0.9-5.1)	(~ 0.04)	(100-980)
Kadmium	Kobber	Kobolt	Krom	Mangan
(0.1-0.8)	(5.9-22(67)?)	< ~ 0.3	~ 3-4	(15-96)
Nikkel	Sink	Sølv		
(1.4-5.9)	(30-200)	(0.2-0.5)		

Referanser og kommentarer til tabell A20

- Antimon: van As et al. 1975. Omregnet fra våtvektsbasis, bemerkelsesverdig (tvilsom?) høy verdi: P. capensis
- Arsen: Sanders 1979 (3.2 mg/kg - lavt ? P. nereocystis), Maher og Clarke 1984 (P. lucasi)
- Bly: Fujiyama og Maeda 1977 (1-3 mg/kg), Pak et al. 1977
- Cesium: van As et al. 1975 (omregnet fra våtvektsbasis, P. capensis)
- Jern: Dutton et al. 1973 (150-980 mg/kg), Fujiyama og Maeda 1977, Pak et al. 1977. Vanskelig å vurdere uten opplysninger om saltholdighet
- Kadmium: Dutton et al. 1973, Fujiyama og Maeda 1977, Pak et al. 1977 (P. tenera)
- Kobber: Dutton et al. 1973 (kilde for høyeste angitte konsentrasjon: 67 mg/kg), Fujiyama og Maeda (1977), Pak et al. 1977

Referanser og kommentarer til tabell A20 (forts.)

- Kobolt: van As et al. 1975 (P. capensis), Imazawa et al. 1982 (begge omregnet fra våtvektsbasis)
- Krom: van As et al. 1975 (P. capensis, omregnet fra våtvektsbasis), Pak et al. 1977 (P. tenera)
- Mangan: Dutton et al. 1973 (15-96 mg/kg), Fujiyama og Maeda 1977 (~ 20-50 mg/kg), Pak et al. 1977. Vanskelig å bedømme uten kjennskap til saltholdighet
- Nikkel: Dutton et al. 1973
- Sink: van As et al. 1975 (omregnet fra våtvektsbasis, P. capensis), Fujiyama og Maeda 1977 (80-200 mg/kg), Pak et al. 1977 (30 mg/kg)
- Sølv: Dutton et al. 1973

Tabell A21. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Palmaria palmata (sø1), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstremer eller på annen måte usikre verdier (se tekst).

Arsen	Fluor	Gallium	Kobber	Kobolt
(10)	(15.2)	(0.04)	(3.0-26.0)	(0.13-0.70)
Mangan	Molybden	Nikkel	Sink	Thorium
(38)	(0.3)	(< 2.0)	41-55	(1.2?)

Referanser og kommentarer til tabell A21

---

Arsen/fluor : Young og Langille 1958

Gallium : Culkin og Riley 1958

Kobber : Culkin og Riley 1958 (24.4 mg/kg), Young og Langille 1958 (26.0 mg/kg), Munda 1978 (3.0 mg/kg)

Kobolt : Young og Langille 1958 (0.13 mg/kg), Munda 1978 (0.70 mg/kg)

Mangan : Munda 1978

Molybden/nikkel: Young og Langille 1958

Sink : Young og Langille 1958 (41 mg/kg), Munda 1978

Thorium : Strohal og Pinter 1973. Bemerkelsesverdig mye høyere i rødalger enn i de øvrige alger forf. har analysert ? (6-100 x)

Tabell A22. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller i Ahnfeltia plicata (sjøris), mg/kg tørrvekt. ( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst)

Antimon	Kadmium	Kobber	Kobolt	Krom
(0.08)	(< 0.1-1.0)	(2.1-13.7)	(0.5)	(0.3-2)
Kvikksølv	Molybden	Nikkel	Sink	
(0.14?)	(0.4)	(< 0.1-5.5)	(18-33)	

Referanser og kommentarer til tabell A22

---

Antimon : Leatherland og Burton 1974

Kadmium : Hägerhäll 1973

Kobber : Young og Langille 1958 (13 mg/kg), Hägerhäll 1973 (2.1-5.5 kg/kg)

Kobolt : Young og Langille 1958

Krom : Hägerhäll 1973

Kvikksølv : Leatherland og Burton 1974

Molybden : Young og Langille 1958

Nikkel/sink : Hägerhäll 1973

Tabell A23. Bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og utvalgte andre grunnstoffer i Ceramium rubrum (rekeklo), mg/kg tørrvekt.  
( ) markerer ekstreme eller på annen måte usikre verdier (se tekst)

Arsen	Bly	Gallium	Kadmium	Kobber
(3.3-7.0)	(< 0.1-2.0)	1)	(< 0.1-0.6)	(4.8-13.2)
Nikkel	Selen	Sink	Thorium	
(< 0.1?)	(0.5?)	(64-72)	(1.0?)	

1) 0.26 mg/kg i C. kondoii (Yamamoto et al. 1976)

Referanser og kommentarer til tabell A24

---

Arsen: Young og Langille 1958 (7 mg/kg), Burton et al. 1980

Bly/kadmium/kobber/nikkel: Hägerhäll 1973

Selen: Burton et al. 1980

Thorium: Strohal og Pinter 1973 (merkelig mye høyere i rødalger enn i de øvrige arter som er analysert - 6-100 x mer)

Tabell A24. Spredte data om "bakgrunnsnivåer" av sjelden analyserte metaller i forskjellige alger <sup>1)</sup>, mg/kg tørrvekt

Metall	Alger	Konsentrasjon	Ref./kommentar
Cesium	Chondrus ocellatus	0.05	Ishii et al. 1978
	Porphyra capensis	< ~ 0.04	van As et al. 1975 (omregn. fra våtvekt.)
	Sargassum spp.	0.04-0.07	Ishii et al. 1978
	Ulva pertusa	0.05	" " "
	Ulva sp.	< ~ 0.1	van As et al. 1975 (omregn. fra våtvekt)
Germanium	Sargassum fluitans	< ~ 0.2	Johnson og Braman 1975
	Sargassum sp.	< ~ 0.5	(omregn. fra våtvekt)
Gull	Ulva sp.	0.02-0.09	Fukai og Meinke 1962
Rhenium	Ulva sp.	~ 0.01-0.02	Fukai og Meinke 1962
Rubidium	Chondrus ocellatus	19	Ishii et al. 1978
	Sargassum spp.	24-32	" " "
	Ulva sp.	11	" " "
	Ulva sp.	12±2	Rice og Lapointe 1981
Wolftram	Ulva sp.	0.03-0.04	Fukai og Meinke 1962

1) Bemerk usikkerhet på grunn av få analyser

Tabell A25. Eksempler på konsentrasjonsfaktorer for antimon og arsen i ulike algearter.

$$KF = \frac{\mu\text{g/kg tørrvekt}}{\mu\text{g/kg sjøvann}}$$

? markerer særlig stor grad av usikkerhet. Kfr. fotnoter

Stoff	Arter	KF · 10 <sup>-3</sup>	Referanser
Antimon	<i>Pelvetia canaliculata</i>	~ 4 (?)	Abu-Hilal og Riley 1981 <sup>1)</sup>
	<i>Gigartina rachula</i>	~ 1.7 (?)	van As et al. 1975 <sup>1)</sup>
	<i>Porphyra capensis</i>	~ 1.5 (?)	
	<i>Ulva</i> sp.	~ 1.4 (?)	
Arsen	<i>Ascophyllum nodosum</i>	9-16	Klumpp og Peterson 1979 <sup>2)</sup>
	<i>Enteromorpha</i> sp.	3-16	
	<i>Fucus serratus</i>	12-20	
	<i>F. spiralis</i>	7-14	
	<i>F. vesiculosus</i>	9-15	

1) Feltobservasjoner. Omregnet fra våtvektbasis. KF beregnet her.

2) Feltobservasjoner. KF beregnet her ut fra midlere løst As (M av 6 obs. og midlere konsentrasjon av As i alger (M av 2 obs. hhv. høyt og lavt i tidevannsbeltet). Stort sett høyere konsentrasjoner i algene jo lavere ned i tidevannsbeltet de vokste. Lavest KF ved laveste konsentrasjon av As i vann og høyeste KF ved midlere konsentrasjon i vann (avstandsgradient fra forurensningskilde).

Tab. A 26. Eksempler på konsentrasjonsfaktorer for bly i ulike algearter.  $KF = \frac{\mu\text{g/kg tørrvekt}}{\mu\text{g/kg vann}}$

? markerer særlig grad av usikkerhet. Kfr. fotnoter

Art	$KF \cdot 10^{-3}$	Referanser
Fucus vesiculosus	38-57	Bryan 1983 <sup>1)</sup>
Ascophyllum nodosum	~ 2.4 (?)	Foster 1976 <sup>2)</sup>
Fucus vesiculosus	~ 3 (?)	
Ascophyllum nodosum	9-28 ?	Grimnes 1982 <sup>3)</sup>
Ahnfeltia plicata	~ 0.1/-/- (?)	Hägerhäll 1973 <sup>4)</sup>
Ascophyllum nodosum	~ 1.7/2.4/- (?)	
Ceramium rubrum	~ 3.4/3.1/- (?)	
Cladophora glomerata	~ 9.6/4.8/0.5 (?)	
Enteromorpha intestinalis	~ 1.5/2.2/0.1 (?)	
Fucus distichus	~ -/6.0/2.2 (?)	
F. serratus	~ 2.0/2.0/- (?)	
F. vesiculosus	~ 0.2/1.4/0.2 (?)	
Laminaria digitata	~ 0.2/0.9/0.1 (?)	
Ulva lactuca	~ -/0.9/- (?)	
Ascophyllum nodosum	4.6-6.3	Julshamn 1981 a <sup>5)</sup>
Ascophyllum nodosum	2-31 (?)	Julshamn 1981 b <sup>6)</sup>
Ascophyllum nodosum	(1.2?)7.7-10.0	Melhuus et al. 1978 <sup>7)</sup>
Fucus vesiculosus	(3.2?)15-26	
Fucus vesiculosus	2.4	Preston et al. 1972 <sup>8)</sup>
Porphyra umbilicalis	2.0	
Blidingia minima	27-82	Seeliger og Edwards 1977 <sup>9)</sup>
Enteromorpha linza	20-45	
Fucus vesiculosus	13-24	
Ulva sp.	17-49	
Fucus vesiculosus	~ 29-48 (?)	Steinhagen-Schneider 1981 <sup>10)</sup>

- 1) Laboratorieforsøk. KF basert på nettoopptak i alger etter 16 døgn dyrking i  $0.7 \mu\text{g Pb/l}$  (KF  $57 \cdot 10^3$ ) eller  $7.7 \mu\text{g Pb/l}$  (KF :  $38 \cdot 10^3$ ). Nærmest, men ikke helt lineært opptak i dette konsentrasjonsintervall av løst metall.
- 2) Feltobservasjoner. KF beregnet her. Vanninnholdet av løst bly er middelverdi av flere tilfeldige observasjoner gjennom flere år :  $1.1 \mu\text{g/l}$ .
- 3) Feltobservasjoner. KF som angitt av forf., basert på middelverdi av totalinnhold av metall i vann på 2 stasjoner som er antatt representativt også for algestasjonene i opp til 1 km avstand.
- 4) Feltobservasjoner. KF beregnet her ut fra angitte middelverdier av løst metall ( $0.45 \mu\text{m}$ ) i vann og middelkonsentrasjoner i alger, begge fra tre områder med henholdsvis liten, moderat og høy belastning: 0.5, 2.2 og  $27.4 \mu\text{g Pb/l}$ . Intet nevnt om hvilke deler av plantene som er analysert (hele?). Bemerk uregelmessige svingninger i KF, men ofte lavest ved høy belastning.
- 5) Feltobservasjoner. KF beregnet her og basert på middelverdier for totalinnhold av metall i vann (6 obs.) og middelverdi av månedlige analyser av alger gjennom ett år. 0-2 år gamle plantedeler (ca. 20 skudd).
- 6) Feltobservasjoner fra den sterkt belastede Sørfjorden. KF beregnet her og basert på enkeltprøver av vann (ufiltrert) og alger (blandprøve av ca. 20 skudd) 11 stasjoner med minskende blyinnhold i vann : 31 til  $2 \mu\text{g/l}$ .
- 7) Feltnmålinger. KF som angitt av kilde. Middelverdier av 9-18 vannanalyser fra hver av 4 stasjoner antatt representativt for større område, innenfor hvilke det er samlet alger fra 1-3 stasjoner. Blykonsentrasjonene i vann gjelder bare ufiltrerte prøver (mots. øvrige metaller der analysene delvis gjelder filtrerte, dels ufiltrerte prøver). Analysert hele planter.
- 8) Feltobservasjoner. KF som angitt av kilde. Beregningen basert på filtrerte vannprøver fra strandnære lokaliteter (ca. 10 x så høye blykonsentrasjoner som off-shore). Analyse av hele planter minus eldre stilker. 18-20 obs.
- 9) Feltobservasjoner fra forurenset område (  $0.5-2.5 \mu\text{g}$  løst Pb /l pluss  $1-8 \mu\text{g Pb/l}$  i partikulær form. KF angitt av kilde, basert på middel av 4 vannprøver og 1 (??) prøver av alger.
- 10) Feltobservasjoner med KF angitt i kilde. Meget usikker verdi basert på andres observasjoner av metallinnhold i vann og dermed tvilsom representativitet (som for blys vedkommende mest sannsynlig bidrar i retning av noe for høy KF).

Tabell A27. Eksempler på konsentrasjonsfaktorer (KF) for kadmium i ulike algearter. KF:  $\frac{\mu\text{g kg/tørrvekt}}{\mu\text{g kg vann}}$ .  
 ? markerer særlig grad av usikkerhet. Kfr. fotnoter.

Arter	KF · 10 <sup>-3</sup>	Referanser
Fucus vesiculosus	47/15 59/37	Bryan 1983 <sup>1)</sup>
Ascophyllum nodosum	~9(?)	Foster 1976 <sup>2)</sup>
Fucus vesiculosus	~10(?)	
Ascophyllum nodosum	~-/0.5/-(?)	Hägerhäll 1973 <sup>3)</sup>
Ceramium rubrum	~-/0.4/-(?)	
Cladophora glomerata	~-/1.6/0.6(?)	
Enteromorpha intestinalis	~-/0.7/1.1(?)	
Fucus distichus	~-/0.9/0.1	
F. serratus	~-/1.8/-(?)	
F. vesiculosus	~-/1.4/2.8(?)	
Laminaria digitata	~-/0.8/0.1(?)	
Ascophyllum nodosum	12-25	Juřshamn 1981a <sup>4)</sup>
Ascophyllum nodosum	~6-17(55)(?)	Juřshamn 1981b <sup>5)</sup>
Ascophyllum nodosum	6.8-11.0	Melhuus et al. 1978 <sup>6)</sup>
Fucus vesiculosus	4.2-13.0	
Fucus vesiculosus	14-15(26)?	Morris og Bale 1975 <sup>7)</sup>
Fucus vesiculosus	2.7	
Porphyra umbilicalis	0.7	Preston et al. 1972 <sup>8)</sup>
Fucus vesiculosus	~23(?)	Steinhagen-Schneider 1981 <sup>9)</sup>

- 1) Laboratorieforsøk. KF som angitt av kilde og gjelder for 16 døgns (1. linje) og 32 døgns akkumulering (2. linje), henholdsvis ved 0.38 og 4.5  $\mu\text{g Cd/l}$ . Opptaket skjedde m.a.o. ikke lineært med konsentrasjonen.
- 2) Feltobservasjoner. KF beregnet her. Kadmiumkonsentrasjon: 0.2  $\mu\text{g/l}$ . Se forøvrig tabell A26, fotnote 2).
- 3) Feltnmålinger. KF beregnet her på grunnlag av middelverdier for vann- og tanganalyser i forfatterens områdetype II og III, hhv. med midlere Cd-innhold 1.6 og 5.6  $\mu\text{g/l}$ . Se forøvrig tabell A26, fotnote 4.
- 4) Feltobservasjoner. KF beregnet her. Se forøvrig tabell A26, fotnote 5).
- 5) Se tabell A26, fotnote 6). 11 st med minskende Cd-innhold: 1.8 til 0.1 mg/l.

- 6) Se tabell A26, fotnote 7)
- 7) Feltobservasjoner. KF angitt av kilde. Basert på middelkonsentrasjon av løst metall ( $0.45 \mu\text{m}$ ) av maks. 8 prøver og metallkonsentrasjoner i alger samlet til annet tidspunkt (Ref. Fuge og James 1974). Parentesverdi antas av forfatterne å være mest usikker.
- 8) Se tabell A26, fotnote 8).
- 9) Se tabell A26, fotnote 10).

Tabell A28 Eksempler på konsentrasjonsfaktorer (KF) for kobber i ulike algearter.  $KF = \frac{\mu\text{g/kg tørrvekt}}{\mu\text{g/kg sjøvann}}$   
 ? markerer særlig grad av usikkerhet. Kfr. fotnoter.

Arter	KF · 10 <sup>-3</sup>	Referanser
<i>Fucus vesiculosus</i>	25-27	Bryan og Hummerstone 1973 <sup>1)</sup>
<i>Fucus vesiculosus</i>	26/28 30/35	Bryan 1983 <sup>2)</sup>
<i>Ascophyllum nodosum</i>	8.6(?)	Foster 1976 <sup>3)</sup>
<i>Fucus vesiculosus</i>	6.4(?)	
<i>Ascophyllum nodosum</i>	18-44?	Grimnes 1982 <sup>4)</sup>
<i>Ahnfeltia plicata</i>	~ 1.7/-/-(?)	Hägerhäll 1973 <sup>5)</sup>
<i>Ascophyllum nodosum</i>	~ 4.9/4.2/-(?)	
<i>Ceramium rubrum</i>	~ 4.1/4.4/-(?)	
<i>Cladophora glomerata</i>	~ 3.4/4.9/0.4(?)	
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	~ 6.0/4.9/0.4(?)	
<i>Fucus distichus</i>	~ -/1.0/0.9(?)	
<i>F. serratus</i>	~ 4.7/9.5/-(?)	
<i>F. vesiculosus</i>	~ 4.4/4.3/0.4(?)	
<i>Laminaria digitata</i>	~ 3.3/13.8/-(?)	
<i>Ulva lactuca</i>	~ 4.5/5.0/-(?)	
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	7-19/20-70	Hall 1981 <sup>12)</sup>
<i>Ascophyllum nodosum</i>	5-8	Julshamn 1981a <sup>6)</sup>
<i>Ascophyllum nodosum</i>	~ 1-7(?)	Julshamn 1981b <sup>7)</sup>
<i>Ascophyllum nodosum</i>	6-20	Melhuus et al. 1978 <sup>8)</sup>
<i>Fucus vesiculosus</i>	4.8-19	
<i>Fucus vesiculosus</i>	10-14(16)(?)	Morris og Bale 1975 <sup>9)</sup>
<i>Fucus vesiculosus</i>	4.5	Preston et al. 1972 <sup>10)</sup>
<i>Porphyra umbilicalis</i>	6.3	
<i>Blidingia minima</i>	7.1-18.3	Seeliger og Edwards 1977 <sup>11)</sup>
<i>Enteromorpha linza</i>	5.6-7.7	
<i>Fucus vesiculosus</i>	3.6-7.4	
<i>Ulva</i> sp.	4.7-8.6	
<i>Ceramium pedicellatum</i>	5-7	Seeliger og Edwards 1979 <sup>13)</sup>

- 1) Feltobservasjoner. KF som angitt av kilde, basert på geometrisk middel av løst kobber i vann ( $0.45 \mu\text{m}$ ) og geometrisk middel av metallkonsentrasjon i plantene (eldre deler). Liten forskjell i KF med ulike konsentrasjoner i vann ( $2.7-11 \mu\text{g/l}$ ).
- 2) Laboratorieforsøk. KF som angitt av kilde, henholdsvis etter 16 døgn (1. linje) og 32 døgn ved Cu-konsentrasjoner på  $0.84$  og  $8.5 \mu\text{g/l}$ . Opptak nærmest lineært med konsentrasjon (motsatt kadmium, kfr. fotnote 1) til tabell A27.
- 3) Feltundersøkelser. KF som angitt av kilde, basert på middelerverdier av konsentrasjoner i alger og vann (løst metall). 20 prøver av vann gjennom 3 år. 20 algeprøver fra periode på 1-2 mnd.
- 4) Feltobservasjoner, KF som angitt av forfatterne. Se forøvrig fotnote 3) til tabell A26.
- 5) Se fotnote 4) til tabell A26. Middelkonsentrasjon av løst kobber i områdetypene I, II og III:  $2.1$ ,  $4.3$  og  $52.3 \mu\text{g/l}$ . Merk: Omtrent like KF for de to laveste kobberkonsentrasjoner i vann, markert lavere KF ved høyeste kobberkonsentrasjon i vann.
- 6) Se fotnote 5) til tabell A26.
- 7) Se fotnote 6) til tabell A26
- 8) Se fotnote 7) til tabell A26.
- 9) Se fotnote 7) til tabell A27.
- 10) Se fotnote 8) til tabell A26.
- 11) Feltobservasjoner. KF angitt av forfatterne. Forurenset område med  $\sim 2-9 \mu\text{g Cu/l}$  i løst og  $\sim 3-13 \mu\text{g/l}$  i partikulær form. Se ellers fotnote 9) til tabell A26.
- 12) Laboratorieforsøk, KF angitt av forfatteren, henholdsvis for Cu-tolerant rase ( $7-19 \cdot 10^3$ ) og ikke tolerant rase.
- 13) Lab.forsøk. Testkons.:  $1.4-11.4 \mu\text{g/l}$ . KF målt etter 30 dager (ikke sagt noe om hvorvidt metning)

Tabell A29. Eksempler på konsentrasjonsfaktorer (KF) for kobolt, krom, nikkel og sølv i ulike algearter.

$$KF = \frac{\mu\text{g/kg tørrvekt}}{\mu\text{g/kg sjøvann}}$$

? markerer særlig grad av usikkerhet. Kfr. fotnote

Stoffer	Arter	KF · 10 <sup>-3</sup>	Referanser
Kobolt	Ascophyllum nodosum	10-23 (?)	Grimnes 1982 <sup>1)</sup>
Krom	Ascophyllum nodosum	7 (?)	Foster 1976 <sup>2)</sup>
	Fucus vesiculosus	~11 (?)	
Nikkel	Ascophyllum nodosum	4.6	Foster 1976 <sup>3)</sup>
	Fucus vesiculosus	6.8	
	Ascophyllum nodosum	0.4-1.9	Grimnes 1982 <sup>1)</sup>
	Fucus vesiculosus Porphyra umbilicalis	2.8 1.1	Preston et al. 1972 <sup>4)</sup>
Sølv	Fucus vesiculosus	42/40	Bryan 1983 <sup>5)</sup>

- 1) Feltobservasjoner. KF angitt av kilde. Basert på totalinnhold av metall i vann. Se ellers fotnote 3) til tabell A26.
- 2) Feltobservasjoner. KF beregnet her. Kromkonsentrasjon: 0.4 µg/l. Kfr. forøvrig fotnote 2) til tabell A26.
- 3) Feltobservasjoner. KF som angitt av kilde. Se fotnote 3) til tabell A28.
- 4) Feltobservasjoner. KF angitt av kilde. Se ellers fotnote 8) til tabell A26.
- 5) Laboratorieforsøk. KF henholdsvis ved 0.36 µg/l og 3.9 µg/l i mediet, med andre ord akkumulering nærmest lineært proporsjonalt med metallkonsentrasjonen i vannet.

Tabell A30 Eksempler på konsentrasjonsfaktorer (KF) for mangan i ulike algearter.  $KF = \frac{\mu\text{g/kg tørrvekt}}{\mu\text{g/kg sjøvann}}$

? markerer særlig grad av usikkerhet. Kfr. fotnoter.

Arter	KF · 10 <sup>-3</sup>	Referanser
Fucus vesiculosus	4.6-19	Bryan og Hummerstone 1973 <sup>1)</sup>
Ascophyllum nodosum	3.9	Foster 1976 <sup>2)</sup>
Fucus vesiculosus	19	
Ascophyllum nodosum	20-40	Julshamn 1981a <sup>3)</sup>
Fucus vesiculosus	23-220(?)	Morris og Bale 1975 <sup>4)</sup>
Fucus vesiculosus	23	Preston et al. 1972 <sup>5)</sup>
Porphyra umbilicalis	7	

- 1) Feltobservasjoner. KF beregnet av kilde. Se ellers fotnote 1) til tabell A28.
- 2) Feltobservasjoner. KF som angitt av kilde. Se fotnote 3) til tabell A28.
- 3) Feltobservasjoner. KF beregnet her. Kfr. fotnote 5) til tabell A26.
- 4) Feltobservasjoner. KF angitt av kilde. Se fotnote 7) til tabell 27. Forfatterne konstaterte synkende KF med økende konsentrasjon i vann og mente at dette tydet på regulering av manganopptaket.
- 5) Feltobservasjoner. KF angitt av kilde. Se fotnote 8) til tabell A26.

Tabell A31. Eksempler på konsentrasjonsfaktorer (KF) for sink i ulike algearter.  $KF = \frac{\mu\text{g/kg tørrvekt}}{\mu\text{g/kg sjøvann}}$

? markerer særlig grad av usikkerhet. Kfr. fotnote

Arter	KF · 10 <sup>-3</sup>	Referanser
Fucus vesiculosus	11-64	Bryan og Hummerstone 1973 <sup>1)</sup>
Fucus vesiculosus	17-53	Bryan 1983 <sup>2)</sup>
Ascophyllum nodosum	13	Foster 1976 <sup>3)</sup>
Fucus vesiculosus	10	
Ahnfeltia plicata	~ 9/-/-	Hägerhäll 1973 <sup>4)</sup>
Ascophyllum nodosum	~ 35/13/- (?)	
Ceramium rubrum	~ 25/21/- (?)	
Cladophora glomerata	~ 15/17/2.6(?)	
Enteromorpha intestinalis	~ 27/9/1.3 (?)	
Fucus distichus	~ -/13/2.5 (?)	
F. serratus	~ 45/24/- (?)	
F. vesiculosus	~ 33/28/3.6 (?)	
Laminaria digitata	~ 32/12/1.5 (?)	
Ulva lactuca	~ 28/13/- (?)	
Ascophyllum nodosum	8.4-23	Julshamn 1981a <sup>5)</sup>
Ascophyllum nodosum	24-65 (?)	Julshamn 1981b <sup>6)</sup>
Fucus vesiculosus	17-18(25) (?)	Morris og Bale 1975 <sup>7)</sup>
Ascophyllum nodosum	12-18	Melhuus et al. 1978 <sup>8)</sup>
Fucus vesiculosus	7.1-22	
Fucus vesiculosus	20	Preston et al. 1972 <sup>9)</sup>
Porphyra umbilicalis	10	
Fucus serratus	36-55	Young 1975 <sup>10)</sup>
Fucus vesiculosus	~ 70 (?)	Steinhagen-Schneider 1981 <sup>11)</sup>

- 1) Feltobservasjoner. KF angitt av kilde. Se fotnote <sup>1)</sup> til tabell A28.
- 2) Laboratorieforsøk. Signifikant forskjell på KF etter 16 døgn ved 7.7 µg Zn/l ( $53 \cdot 10^3$ ) og ved 88 µg/l. Se ellers fotnote <sup>1)</sup> til tabell A26.
- 3) Feltobservasjoner. KF angitt i kilde. Se fotnote <sup>3)</sup> til tabell A28.
- 4) Feltobservasjoner. KF beregnet her ut fra midlere sinkkonsentrasjoner i ulike grader av belastede områder: 2.7, 7.1 og 49.1 µg/l. Bemerk hvordan KF med ett unntak (Cladophora glomerata) synker med økende sinkinnhold i vannet, særlig mye i det sterkest belastede området (med andre ord synes ikke akkumuleringen lineært proporsjonalt med konsentrasjonen av sink i vann).
- 5) Feltobservasjoner. KF beregnet her. Se ellers fotnote <sup>5)</sup> til tabell A26.
- 6) Feltobservasjoner. KF beregnet her. Lavest KF ved høyest Zn-konsentrasjon i vann, men ikke konsistent variasjon. Se ellers fotnote <sup>6)</sup> tabell A26.
- 7) Feltobservasjoner. KF angitt i referanse. Se fotnote <sup>7)</sup> til tabell A27.
- 8) Feltobservasjoner. KF angitt i ref. Se ellers fotnote <sup>7)</sup> i tabell A26.
- 9) Feltobservasjoner. KF angitt i kilde. Se fotnote <sup>8)</sup> til tabell A26.
- 10) Feltobservasjoner. KF angitt av kilde. Høyest KF i mars, lavere i juli.
- 11) Se fotnote <sup>10)</sup> til tabell A26. For sinks vedkommende trekker usikkerheten i retning av noe for høyt anslått KF.